CAPITAL NATURAL DE MÉXICO

VOLUMEN II

ESTADO DE CONSERVACIÓN Y TENDENCIAS DE CAMBIO



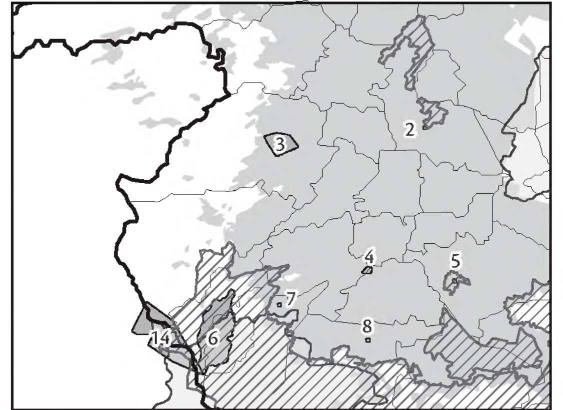
COMISIÓN NACIONAL
PARA EL CONOCIMIENTO
Y USO DE LA BIODIVERSIDAD

Capital natural de México

Volumen II

Estado de conservación y tendencias de cambio







La Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad
es una Comisión Intersecretarial presidida por el titular del Ejecutivo Federal.

Capital
natural
de México

Coordinador general
José Sarukhán

Volumen II

Estado de conservación y tendencias de cambio

Compiladores
Rodolfo Dirzo
Renée González
Ignacio J. March



Comisión Nacional
para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad

méxico, 2009

Nota:
Los apéndices mencionados y referidos al disco compacto (CD 3) son archivos de texto y están incluidos al final de esta obra, excepto el 16.3 *Variables consideradas para el índice de respuesta*, mismo que está disponible en:
http://www.biodiversidad.gob.mx/pais/edoConservacion.html

Coordinación general
José Sarukhán

Compilación
Antonio Alonso Concheiro
Salvador Anta
Julia Carabias
Rodolfo Dirzo
Exequiel Ezcurra
Renée González
Gonzalo Halffter
Jorge Llorente-Bousquets
Ignacio J. March
Javier de la Maza
Alejandro Mohar
Irene Pisanty
José Sarukhán
Jorge Soberón

Coordinación
Georgina García Méndez
Patricia Koleff
Andrés Lira Noriega
Marcia Tambutti
Tania Urquiza Haas

Asistencia
Juan Carlos López Acosta
Romeo López Camacho
Paula Meli
Nubia Morales
Ana Lucía Pedroza
Rafael Pompa
Magali Santillán Ramírez
Olivia Yáñez

Producción editorial
José Luis Acosta
Luz María Bazaldúa
Antonio Bolívar
Sergio Bourguet
Socorro Gutiérrez
Andrea Huerta
Eugenia Huerta
Eliud Monroy

Asistencia
Oswaldo Barrera

Portada
Gabriel Martínez Meave
Isaías Loaiza

Impresión
Offset Rebosán, S.A. de C.V.

Liga Periférico-Insurgentes Sur 4903, Parques del Pedregal, Tlalpan, 14010 México, D.F.
www.conabio.gob.mx

Obra completa: ISBN 978-607-7607-02-1
Volumen II: ISBN 978-607-7607-08-3

Impreso en México / *Printed in Mexico*

Forma de citar
Conabio. 2009. *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México

Presentación

El capital natural que alberga nuestro país es uno de los más diversos del planeta y ofrece a los mexicanos variadas oportunidades para su desarrollo económico y elevar su calidad de vida, a pesar de que a lo largo de muchos años ha sido severamente deteriorado en extensas regiones y de que, en términos generales, el desarrollo del país no ha incluido criterios ambientales.

Esta obra, dedicada a ese privilegiado capital natural de México, es de gran relevancia no solo por ser resultado de un gran esfuerzo colaborativo, sino por el enfoque que ofrece al hacer una evaluación científica de los temas más relevantes relacionados con la biodiversidad, su conservación y manejo racional y los retos que enfrentamos como sociedad para lograr la sustentabilidad. En ese sentido, quiero hacer tres reflexiones a partir de este trabajo colectivo.

La primera se refiere a que es gratificante reconocer que tenemos un avance importante en el conocimiento de nuestra diversidad biológica, a diez años de haberse publicado el *Estudio de País* compilado por la Conabio y con el que México cumplió con uno de los compromisos del Convenio sobre la Diversidad Biológica. Este nuevo estudio muestra que ahora tenemos ya disponible gran cantidad de información de alta calidad que permite tomar decisiones sobre bases científicas.

La segunda reflexión es que, a pesar de los indudables avances de los últimos años que ha tenido el país en materia ambiental, también han crecido las amenazas de numerosos factores de presión que actúan de forma sinérgica. Este hecho nos indica claramente que no podemos actuar tibiamente; debemos enfrentar con energía e inteligencia los enormes retos que se nos presentan, debemos continuar los esfuerzos de conservación y multiplicarlos diversificando el abanico de instrumentos para ello, fortaleciendo las áreas protegidas y los programas de uso sustentable fuera de ellas, si queremos conservar en el largo plazo la megadiversidad de México.

La tercera reflexión es que los mexicanos necesitamos mantener una visión crítica respecto al camino hacia la sustentabilidad y aprender de nuestros errores y aciertos, para que el capital natural de las diversas tierras y mares de la nación beneficie a todos sus habitantes en el presente y en el futuro, particularmente a los pueblos que han sido sus principales guardianes, dueños, usuarios y generadores de conocimiento, y que han forjado la valiosa diversidad cultural, que también debe resguardarse.

Con *Capital natural de México* damos un paso adelante al contar con lo que puede considerarse un segundo estudio de país que nos permite tener una base sólida para tomar decisiones informadas. Así pues, expreso mi mayor reconocimiento a todos los que colaboraron compartiendo generosamente su experiencia, conocimiento y tiempo para brindarnos esta obra.

Juan Rafael Elvira Quesada
Secretario de Medio Ambiente y Recursos Naturales

Prefacio

México se caracteriza por la gran heterogeneidad de su territorio: en él se encuentran paisajes de desiertos y selvas, tierras frías y calientes, volcanes de negro basalto que forjaron la cultura azteca, blancas calizas en las llanuras mayas, y montañas, llanos, ríos, mares. Además se distingue por sus grandes contrastes sociales. Los mexicanos nos reconocemos en la diversidad de ecosistemas, de culturas, de pensamientos; albergamos en nuestro territorio numerosas especies, muchas de ellas únicas en el mundo, en muy variados ambientes; también nos reconocemos en las innumerables y singulares culturas que habitan el país. Todo eso moldea nuestro carácter y nuestra unidad como nación. La característica más valiosa de México es la diversidad, tanto la ecológica y la biológica como la cultural.

Desde su origen, la especie humana ha dependido para su desarrollo y evolución cultural de la transformación de los ecosistemas y de los diversos servicios que estos le han brindado; de hecho, lo que podría interpretarse como una liberación —al menos parcial— de esa dependencia respecto de los sistemas naturales —como aparentemente ocurre con la utilización de fuentes de energía diferentes a la solar— no es sino una supeditación "disfrazada" a los servicios paleo-ecosistémicos. Es decir, hoy seguimos dependiendo de la actividad de los ecosistemas que existieron en el Carbonífero y que dieron lugar a la materia orgánica que ha sido la productora de los combustibles fósiles, base del desarrollo económico moderno de la humanidad, la cual, insistimos, sigue estando, por lo menos en primera instancia, totalmente subordinada a la existencia de los servicios ecosistémicos (ambientales) y al acceso a los mismos.

Un ecosistema es un complejo dinámico de comunidades vegetales y animales, y de microorganismos que lo conforman y que actúan como un todo funcional. El agregado de los ecosistemas, las especies que los componen y la variación genética característica de cada especie, los procesos que ocurren en ellos y su funcionamiento constituyen lo que se llama biodiversidad. Los ecosistemas no solo son reservorios de dicha diversidad, sino proveedores de servicios y bienes de gran valor: además de aportarnos alimentos y fibras (en aquellos manejados por el hombre), son responsables de la captación de agua pluvial que se infiltra y alimenta manantiales, ríos y lagos; producen y mantienen en su lugar suelos fértiles; capturan el bióxido de carbono de la atmósfera; alojan a los polinizadores indispensables para gran parte de la producción agrícola, así como a los agentes de control biológico de numerosas plagas dañinas para nosotros y nuestros cultivos, por mencionar algunos de esos servicios.

Los ecosistemas y sus servicios constituyen un capital comparable a los capitales financieros y de infraestructura de una nación. Sin embargo, las cuentas nacionales —con la excepción de las de unos cuantos países— no incluyen el deterioro del capital natural ni su costo en el cálculo de la riqueza producida. Estudios hechos por economistas con una visión que incluye la consideración del valor del capital natural demuestran que la mayoría de los países presentan, cuando se destruye el capital natural, un crecimiento económico negativo. Sin duda, este costo tiene un efecto inmediato o de corto plazo en los sectores menos privilegiados de la sociedad y finalmente, en el largo plazo, para el país mismo.

En México ha dominado la idea de que el desarrollo está confrontado con la conservación y el manejo racional de los ecosistemas. Quienes hemos contribuido a la presente obra pensamos que ya es hora de asumir en nuestro país que esta idea está equivocada, que es perversa y que tenemos que trabajar en un contexto de desarrollo económico sostenido con beneficio social permanente, acotado solo por las características ambientales de cada región.

El capital natural de México representa un gran potencial para el desarrollo y la generación de beneficios para toda la población. A pesar de ello, históricamente hablando, las políticas de explotación de los recursos naturales en el país no han favorecido la conservación de ese capital ni su uso sustentable, ni tampoco han mejorado el bienestar social.

En el futuro, las políticas de desarrollo que sigan dando a la gestión de la biodiversidad una baja prioridad estarán ignorando elementos básicos de la seguridad nacional y de las perspectivas del país, como tener una sociedad viable y competitiva que cuente con una base material sustentable.

Tenemos que asumir la diversidad ecológica, biológica y cultural como parte inherente, consustancial, de nuestro país. El capital natural es un patrimonio que tenemos que conocer para valorarlo, utilizarlo y conservarlo adecuadamente en beneficio de todos los mexicanos. Es un capital que no podríamos "importar" una vez que lo hayamos destruido. El conocimiento de ese capital natural debe ser creado en nuestro país, sobre todo por nuestra propia gente; tampoco lo podemos importar de otros países o regiones. Los ecosistemas no son transportables de un lado a otro, como tampoco lo son los servicios que nos proporcionan.

Por ello la presente evaluación de los ecosistemas mexicanos y de otros elementos de la biodiversidad ayudará a transitar de la fase de definición de problemas a la de planteamiento y diseño de soluciones; a pasar de la reacción ante los problemas a la anticipación de los mismos. Debemos partir del convencimiento de que los esfuerzos productivos y de mercado, sensatamente conducidos, pueden ser herramientas de desarrollo al mismo tiempo que de conservación de nuestro capital natural. Pero también estamos convencidos de que para ello es indispensable la rectoría del gobierno, informado de manera pertinente, certera y oportuna con lo mejor de nuestros conocimientos acerca de dicho capital natural.

Es esto lo que motiva el esfuerzo de la presente obra: poner a disposición de un amplio público, incluyendo el sector gubernamental, la mejor información disponible sobre lo que poseemos en cuanto a capital natural en el país, el estado de conservación del mismo, el potencial de utilizarlo de manera sensata y los escenarios de posibles trayectorias que pudiese tomar ese capital, dadas diversas decisiones y acciones políticas gubernamentales o de la sociedad en general, para delinear aquellas opciones que permitan congeniar la aparente tensión entre conservarlo y utilizarlo con miras al bienestar social.

El estudio *Capital natural de México* se ha enfocado a analizar toda la gama de los ecosistemas del país, desde los más prístinos hasta aquellos que han sido seriamente modificados, ya sean terrestres o marinos. Muchos de los capítulos hacen referencia a los servicios que los ecosistemas prestan a la sociedad y cómo el estado de salud de los ecosistemas afecta dichos servicios. También se describen, desde varias perspectivas, los diversos elementos de la biodiversidad y lo que conocemos de ellos. En ese sentido, cabe destacar que cerca de dos terceras partes de la biodiversidad mundial, medida a partir del número de especies, se localizan en un puñado de países conocidos como megadiversos. México forma parte de ellos y es además uno de los que al contar con un gran número de especies endémicas tiene una alta prioridad y se encuentra entre las cinco naciones con mayor riqueza biológica y cultural. Dentro de sus fronteras existe también una de las más grandes riquezas de ecosistemas terrestres del mundo, así como una extraordinaria diversidad marina, lo cual se ejemplifica al ser el único país que posee un mar propio, el Mar de Cortés, que destaca por su extraordinaria biodiversidad y por los recursos biológicos que alberga.

No se puede dejar de señalar, asimismo, la exuberante agrobiodiversidad, que ha llevado a que México sea reconocido en el ámbito mundial como uno de los principales centros de domesticación de plantas útiles para la humanidad.

Antecedentes

El presente estudio surge motivado por la necesidad de realizar una segunda evaluación de la biodiversidad del país. La primera fue elaborada bajo la coordinación de la Conabio y publicada en 1998, con información de fuentes bibliográficas en su mayoría anteriores a 1995. Dicho estudio fue un primer esfuerzo por dar a conocer una síntesis descriptiva de la biodiversidad de México, que permitió cumplir con los acuerdos adquiridos al firmar y ratificar el Convenio sobre la Diversidad Biológica. La información compilada entonces fue utilizada para plantear la Estrategia Nacional para la Conservación de la Biodiversidad de México (publicada en 2000) y como base para el diseño o evaluación de algunos proyectos ambientales y para la difusión de la importancia de la diversidad biológica de México y los principales aspectos relacionados con su conservación. También ha servido como una guía nacional para que los estados de la República trabajen en sus propios informes.

Este segundo estudio arranca de la experiencia del primero, pero tiene un horizonte muy diferente: intenta hacer una evaluación de los ecosistemas, tanto terrestres como acuáticos (marinos y epicontinentales) de México; abarca también el concepto de servicios ecosistémicos en la medida que estos han podido ser considerados. Analiza, además, el estado actual de la biodiversidad desde el nivel genético hasta el de los ecosistemas, los factores que han influido en el cambio de esa biodiversidad y las tendencias de dicho cambio, las capacidades nacionales que han permitido o limitado el conocimiento, el uso racional y la conservación de la biodiversidad, así como los escenarios que podrán presentarse dadas ciertas circunstan-

cias de políticas públicas, inversión en el sector ambiental, etc. Se ha hecho uso extensivo de las grandes bases de datos con que cuenta la Conabio, y se han realizado amplias consultas a expertos nacionales y extranjeros; se han llevado a cabo análisis novedosos de la información primaria disponible, yendo mucho más allá de los análisis de fuentes secundarias que caracterizaron el primer estudio.

Hemos usado aquí el concepto de capital natural para referirnos no solo a la biodiversidad representada por especies y comunidades, sino también a los servicios que los ecosistemas proveen a la sociedad en forma de bienes tangibles y valiosos; a otros aspectos como la biodiversidad generada por la gente (los cultivos y el conocimiento nativo acerca de ellos), y —aunque de manera más limitada— a la misma diversidad cultural como un elemento esencial para entender buena parte de las relaciones entre las sociedades y sus recursos a lo largo del tiempo. Se ha querido contribuir a inculcar en la sociedad una cultura que promueva la diversidad, que impulse una mayor apreciación del enorme valor de los servicios ambientales que nos proporciona la rica naturaleza de México y que aporte elementos determinantes para arraigar la decisión de conservar nuestro cada vez más amenazado patrimonio natural.

Hoy contamos con información más completa y solvente y en cantidades mucho mayores que hace 15 años. Ahora es necesario integrarla, analizarla y ponerla a disposición de los sectores interesados, tanto de los diferentes niveles de gobierno como de una sociedad cuya demanda de información confiable y reciente ha crecido de manera notable.

Este estudio se distingue en particular por la amplia participación de diversos especialistas, lo que representa un esfuerzo sin precedente para brindar información fundamentada que proporcione sólidos elementos de juicio para quienes toman decisiones, e intenta sentar las bases de una agenda ambiental de México para los próximos 10 años que sea útil y atractiva para los legisladores, los funcionarios en áreas ejecutivas de diferentes niveles de gobierno, la comunidad académica, las organizaciones civiles, la industria, los medios y la sociedad civil. Quisiéramos que también fuese útil para otros muy importantes tomadores de decisiones: los dueños tradicionales de los ecosistemas de nuestro país, pero es claro que en este sentido tenemos que trabajar mucho más, tanto en producir el tipo de información pertinente como en encontrar las mejores vías de comunicarlo.

En junio de 2006, cuando los capítulos ya tenían bien esbozado su contenido, se publicó un documento sintético (*Capital natural y bienestar social*) que reunía las principales ideas y reflexiones incluidas en ellos, con la finalidad de contribuir al debate nacional durante el proceso de cambio de administración pública y destacar la importancia de incorporar la visión ambiental, particularmente de la conservación y uso de la biodiversidad, en la planeación del desarrollo nacional para el periodo 2006-2012.

Objetivo central

Hemos tratado de integrar la fuente más completa de información primaria, actualizada, descriptiva, analizada y sintetizada sobre el estado del conocimiento, la conservación y el uso de la diversidad biológica de México, y de los servicios ambientales (o ecosistémicos) que presta. No ha sido el propósito de la obra presentar resultados inéditos provenientes de nueva investigación, sino organizar, evaluar y sintetizar el conocimiento disponible y, como resultado de ello, dar una opinión fundamentada del estado de la situación, de los logros y las limitaciones, los avances y los retrocesos en todo lo que se refiere al manejo sustentable, la conservación y la restauración de nuestro capital natural. En los casos en que ha sido posible, se ha empezado a hacer referencia a las consecuencias de este estado de cosas sobre el bienestar social de los habitantes del país, especialmente de quienes viven y dependen de los ecosistemas. Quisiéramos pensar que comenzamos a trazar un camino en lo que se refiere al análisis de la forma en que la calidad y cantidad de los componentes de la biodiversidad, incluyendo los servicios ecosistémicos, afectan el bienestar de la población del país. Pensamos que este es un camino que debemos recorrer de manera realmente interdisciplinaria en el futuro. Hemos empezado por darle un énfasis especial a los servicios que proporcionan los ecosistemas (resumideros de bióxido de carbono, productores de alimento, captadores de agua para el mantenimiento de acuíferos, ríos, lagos, humedales, retensores de suelo y conservadores de la fertilidad del mismo, proveedores de polinizadores, etc.).

Con esa misma idea fue elaborado el estudio global del Millennium Ecosystem Assessment (MA) —una evaluación sobre el estado de salud de los ecosistemas del planeta y su influencia en el bienestar humano—, que ha servido de fuente de inspiración para varios de los enfoques del nuestro, y que en los próximos años seguramente se irá extendiendo a otros estudios regionales. La conciencia acerca de la forma en que la humanidad demanda

crecientemente los servicios ecosistémicos ha crecido a un punto en el que las transacciones entre los diversos servicios que prestan los ecosistemas se empiezan a analizar cada vez más de manera cotidiana y todas las estadísticas indican que esa tendencia de análisis aumentará muy notablemente en las siguientes décadas. Por ejemplo, un país puede incrementar su abasto de alimentos convirtiendo sus ecosistemas naturales en sistemas agrícolas, pero esto tendrá como resultado una reducción en la cantidad de otros servicios de igual o mayor importancia —y por lo general irreemplazables—, como la provisión de agua, la captura de bióxido de carbono de la atmósfera, la regulación de inundaciones y azolves o el control de la desertificación.

Existen claros indicios de que tanto a escala mundial como regional y local hay una severa degradación de la capacidad de los ecosistemas para proveer dichos servicios, incluidos los de producción de alimentos en ambientes terrestres y marinos. Los resultados del MA indican que la mayor parte de las regiones ecológicas del planeta y de los servicios de los ecosistemas están en franco proceso de degradación. Estos resultados son evidentes también, como lo verá el lector de esta obra, en el caso de México.

De acuerdo con lo anterior, en el estudio sobre el *Capital natural de México* intentamos:

- Identificar opciones de conservación y manejo sustentable de la diversidad biológica de México contenida en los ecosistemas del país, con ventajas para la población, en especial la que habita o usufructúa dichos ecosistemas de los que derivamos numerosos servicios y beneficios.
- Establecer claramente, como parte de la visión general de quienes toman decisiones, que cambiar el uso actual de un ecosistema por otro cualquiera tiene aspectos positivos (por ejemplo, la ganancia económica de un cultivo) y negativos (la pérdida y disminución de servicios ambientales como los mencionados), y que tomar una decisión que afecte un ecosistema debe ser el resultado de un conjunto de políticas multisectoriales de Estado que contemplen los efectos que se producirán en cada uno de los sectores económicos y sociales afectados.
- Ayudar a identificar las acciones locales de manejo sustentable y conservación (que con frecuencia son las más eficaces, pero las más difíciles de planear) y articularlas con las de otros niveles (estatales, nacionales, regionales e incluso mundiales).

Al comenzar los trabajos para la redacción de esta obra se definió un marco conceptual que se distribuyó a todos los autores y coautores de los capítulos, así como a los revisores externos de los mismos. Ese marco cuenta con una estructura lógica para evaluar el estado, las tendencias y respuestas del conocimiento, la conservación, el uso, las capacidades y los posibles escenarios futuros de la diversidad biológica de México.

Hemos procurado realizar una evaluación científica de la información existente y definir así qué componentes de lo que conocemos nos ofrecen las bases más firmes para, por un lado, tener una idea lo más realista posible de la situación en que se encuentra la conservación y el manejo sustentable de nuestro capital natural, y por otro sugerir las mejores opciones de acciones y políticas. Los autores han hecho un esfuerzo para que tales evaluaciones consideren problemas concretos, sean científicamente verosímiles, políticamente imparciales y respondan a las necesidades de quienes toman decisiones, es decir, que sean pertinentes. Una evaluación es creíble si los pares dentro de la comunidad científica avalan que la información científica y técnica es fidedigna y factible. Por ello numerosos revisores externos —que no tomaron parte en la redacción del capítulo que evaluaron— fueron invitados para validar los textos escritos por sus colegas; sus comentarios fueron analizados y atendidos por los autores responsables de los capítulos. La pertinencia de la información en los capítulos será juzgada por los usuarios de la obra. Esperamos su opinión y evaluaremos qué tanto será considerada o utilizada para cambiar decisiones políticas. Los autores han procesado la información de la manera más imparcial posible, para que sea del conocimiento de las instancias gubernamentales, el sector privado y la sociedad civil.

No ha sido propósito del presente documento proporcionar recomendaciones precisas sobre políticas necesarias o correcciones y adiciones a las mismas relacionadas con los diferentes asuntos abordados a lo largo de la obra. Ciertamente, de las evaluaciones hechas en los capítulos, sobre todo en los referentes a lecciones aprendidas, se pueden desprender cursos de acción que se consideren apropiados para reforzar políticas o acciones, innovarlas o corregirlas.

Además del material impreso en cada capítulo, la obra incluye abundantes datos básicos en discos compactos adjuntos en algunos volúmenes. Un componente en especial relevante es el (CD 1) (incluido en el volumen I) que contiene el listado de las especies que se conocen y han sido descritas como presentes en nuestro territorio y nues-

tros mares. Es un listado que, como todos los listados del mundo, siempre está cambiando, y su actualización es una tarea en constante proceso y deberá mantenerse en permanente revisión. Además, la obra estará disponible en línea en la página web de la Conabio. Con esto pretendemos estimular el interés de los expertos para que con su ayuda podamos ampliar este listado, lo cual se hará de forma supervisada para asegurar que solamente información verificada por especialistas sea añadida. Esperamos también que al contar con toda la información de la obra disponible en línea, su difusión sea mayor y se estimule la investigación en temas fundamentales para el país.

El tratamiento de los temas en los capítulos se complementa donde es pertinente con mapas, figuras y cuadros, muchos de ellos originales, así como con recuadros que contienen estudios de caso, escritos en su mayoría por especialistas del tema. Esto tiene la ventaja adicional de ampliar el abanico de autores, y de enriquecer y hacer más representativo el trabajo de la obra al incorporar nuevos puntos de vista.

La obra *Capital natural de México*, que comenzó a elaborarse en 2005, consta de cinco volúmenes: I. *Conocimiento actual de la biodiversidad;* II. *Estado de conservación y tendencias de cambio;* III. *Políticas públicas y perspectivas de sustentabilidad;* IV. *Capacidades humanas, institucionales y financieras*, y V. *Escenarios futuros*. Cada volumen ha tenido un grupo de compiladores a cargo del desarrollo del mismo; los capítulos cuentan con uno o varios autores responsables que coordinaron a todos los coautores y a los autores de los recuadros, en caso de que los haya. De estos cinco volúmenes, los tres primeros se publicarán en 2008 y los dos últimos en 2009. Para los tres primeros, el número total de capítulos es de 45, y en ellos participaron 648 autores provenientes de 227 instituciones tanto académicas como gubernamentales y de organizaciones civiles de la mayor parte de las entidades de la República, y 96 revisores externos.

Agradecimientos

Este ha sido un esfuerzo excepcional que constituye un ejemplo de colaboración académica y técnica. La obra se habrá logrado con la participación voluntaria de quienes colaboraron en ella y demuestra el claro deseo de todos ellos de ofrecer lo mejor de su conocimiento para beneficio de nuestro país. No hay muchos ejemplos en los que más de 600 académicos y profesionales se hayan unido para hacer el análisis de un tema fundamental para el país, como es el capital natural de México.

Esa fue la labor de los compiladores de los cinco volúmenes, de los autores responsables de cada capítulo y sus coautores y de los autores de recuadros o apéndices de los capítulos. También debemos reconocer de modo especial el trabajo de los revisores externos. Los nombres de los compiladores de los volúmenes se incluyen al principio de los mismos y, de igual manera, los autores responsables encabezan cada capítulo, seguidos de los coautores del mismo, y se consignan también los nombres de los revisores externos. Deseamos expresar nuestro especial agradecimiento a todas las instituciones a las que pertenecen los participantes y que están mencionadas en las listas de autores y de revisores de cada volumen.

El trabajo de coordinación de toda la obra fue llevado a cabo por un pequeño secretariado en la Conabio, apoyado en un grupo de colaboradores contratados para esta tarea. Debo reconocer aquí la enorme contribución, durante todo el proceso de producción de la obra, de Patricia Koleff, Georgina García Méndez, Marcia Tambutti, Andrés Lira Noriega, Tania Urquiza Haas, Nubia Morales, Romeo López Camacho y Magali Santillán, quienes desempeñaron esta tarea sin descanso.

Los compiladores de los volúmenes de que consta la obra recibieron el apoyo y la asistencia directa de las siguientes personas: Olivia Yáñez en el volumen I, Juan Carlos López Acosta en el volumen II y Paula Meli en el volumen III. A todos ellos nuestro agradecimiento acorde con su participación y ayuda.

Es de elemental justicia reconocer aquí también el profesional trabajo de producción y cuidado editorial del grupo que encabeza Antonio Bolívar, quien desde el inicio de la redacción de los capítulos participó en la concepción editorial y en el establecimiento de las normas para los autores.

José Sarukhán
Coordinador general

Guía de lectura

Introducción

El desarrollo de las ciencias de la biodiversidad tuvo un parteaguas notable con la publicación del primer compendio sobre el tema (*Biodiversity*), editado por Wilson (1988), que atrajo la atención mundial sobre el mismo e incorporó el término en el lenguaje cotidiano de amplios sectores de la sociedad. En 1992 se dio otro hito: la Cumbre Mundial de Río, donde mandatarios y funcionarios de muchos países se reunieron para discutir la situación ambiental mundial; ahí se establecieron varios compromisos y se definieron instrumentos para su atención y seguimiento. México ha estado presente en los compromisos internacionales de atención y seguimiento de la problemática ambiental global. Nuestro país participó activamente en la Cumbre de Río, que culminó con el Convenio sobre la Diversidad Biológica (véase Sarukhán y Dirzo 1992), y ha dado seguimiento a los acuerdos de ahí surgidos. Los problemas de la biodiversidad a escala global, recogidos en la obra pionera de Wilson, se reflejan vívidamente en México: una concentración de biodiversidad por encima de lo esperado para su extensión geográfica, aunada a serios problemas de deterioro de la misma y a una urgente necesidad de ampliar nuestro conocimiento en torno de esos problemas para entenderlos y resolverlos. Afortunadamente, la comunidad científica nacional e incluso el gobierno tuvieron sensibilidad para reaccionar a esa situación de urgencia ambiental con una perspectiva nacional, con la creación, por ejemplo, de la primera secretaría de Estado dedicada directa y plenamente a los asuntos ambientales en 1994: la Semarnap. El hecho más destacable relacionado con ambos parteaguas es la creación de la Conabio en 1992, institución que ha marcado una gran diferencia en cuanto a la organización y fomento del conocimiento y uso de la biodiversidad nacional. También se creó el Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, que como institución de intermediación es el mayor fondo ambiental nacional de Latinoamérica y el Caribe. Junto con estas instituciones, el país ha visto surgir 360 organizaciones civiles y académicas dedicadas a la conservación de la biodiversidad (según el Directorio Mexicano de la Conservación 2008). Además, diversas instituciones académicas e individuos se movilizaron incorporando estudios relacionados con la biología de la conservación en México en sus agendas de trabajo. Si bien falta mucho por hacer, contamos hoy con un contingente destacado de investigadores de reconocimiento internacional, con grupos activos y productivos en la generación de conocimiento sobre diversos aspectos de la biología de la conservación en el país, lo cual ha atraído el interés de nuevas generaciones de estudiantes y sensibilizado al público general.

Quince años atrás se publicó el primer análisis que intenta dar cuenta de la enorme biodiversidad de México, sus causas probables y sus patrones de distribución (Ramamoorthy *et al.* 1993), y hace 10 años la Conabio (1998) organizó y publicó un estudio titulado *La diversidad biológica de México: Estudio de país*, el primer compendio que resumía la magnitud de la biodiversidad y analizaba el estado de su conservación. La presente obra constituye el segundo estudio de ese tipo, pero se puede apreciar desde el título de la misma, *Capital natural de México,* un avance conceptual y un apreciable progreso en el uso de nueva y relevante información, buena parte de ella derivada de nuevas tecnologías (analíticas, satelitales, moleculares) y del desarrollo de la informática como herramienta de apoyo. Ello nos ha permitido realizar una obra de síntesis, producto de la participación de centenares de expertos (227 en este volumen), que evalúa nuestro conocimiento actual de la biodiversidad y los ecosistemas del país (véase el volumen I), y los retos relacionados con el uso sustentable del capital natural que nuestros ecosistemas representan (véase el volumen III). Este volumen II es un puente que enlaza los otros dos, por medio del análisis y la síntesis de nuestro conocimiento sobre las tendencias de cambio y el estado de conservación de nuestro capital natural, las principales causas que lo transforman, así como una evaluación de las acciones de conservación y los retos que en la materia enfrentamos.

Este volumen tiene tres secciones que dan un marco de referencia organizativo: la primera analiza las tendencias de cambio y el estado de la biodiversidad, los ecosistemas y los servicios ecosistémicos; la segunda versa sobre el análisis de las acciones de conservación de la biodiversi-

dad, y la tercera presenta los retos y perspectivas de conservación y manejo sustentable de los recursos biológicos del país.

Tendencias de cambio y estado de la biodiversidad, los ecosistemas y sus servicios

El capítulo 1 describe los factores sociales, económicos y políticos (los llamados factores indirectos) que conducen a los factores de impacto directo sobre los ecosistemas, incluyendo cambios en la cobertura y uso del suelo, sobreexplotación de organismos, introducción de especies exóticas invasoras, cambio climático y adición de contaminantes en el ambiente. Este capítulo se complementa con el siguiente, que analiza el estado de los ecosistemas terrestres. Resulta claro, de ambos capítulos, que el factor de mayor deterioro sobre los ecosistemas es el cambio de uso de la tierra: hacia 1993 la cobertura original arbórea y arbustiva del país se redujo a 54%, llegando en 2002 a solo 38%; la vegetación de selvas húmedas y secas es la que resintió el mayor impacto y gran parte de la vegetación remanente del país está fragmentada; es inescapable concluir que México es, en gran medida, un país de vegetación secundaria, con remanentes menores de vegetación primaria. Si bien la información sobre los ecosistemas acuáticos es aún muy limitada, los estudios de caso que se presentan permiten concluir que la situación de esos ecosistemas es también alarmante. Por ejemplo, en la región norcentral de México, al menos 92 manantiales y 2 500 km de ríos se han secado, por lo que 120 de las aproximadamente 200 especies de peces de agua dulce están consideradas como amenazadas de extinción y 15 ya están extintas. Estos dos capítulos abren paso al capítulo 3, que analiza las perturbaciones naturales que han formado parte integral de la dinámica de los ecosistemas y describe cómo los cambios de uso de suelo y el cambio climático están modificando los regímenes naturales de perturbación en México, convirtiéndolos en desastres. Como complemento a estos análisis del impacto antropogénico sobre los ecosistemas, el capítulo 4 ilustra la gama de servicios ambientales que los ecosistemas aportan a la sociedad, así como la pérdida de los mismos por la modificación de los ecosistemas para la producción agropecuaria, industrial o con fines de urbanización. Las relaciones entre la sociedad rural y su capital natural han acumulado una enorme riqueza cultural en torno al uso de la biodiversidad, a pesar de lo cual no se reconoce la importancia de este gran patrimonio, ni se asegura su mantenimiento en el largo plazo para beneficio de los campesinos (y dueños en primer lugar) y de toda la población actual y futura del país. En relación con el tema, el capítulo 5 analiza las amenazas directas a las poblaciones de flora y fauna silvestres por la extracción de plantas y animales para consumo humano y comercialización, y muestra que la sobreexplotación representa, después de la destrucción del hábitat, el factor de mayor impacto negativo sobre la biodiversidad silvestre y, en el caso de algunos grupos de plantas y animales (p. ej. cactáceas o pericos), por encima de aquél. En complemento, el capítulo 6 examina la afectación a la flora y fauna nativas por especies invasoras. Muchas actividades humanas han causado o facilitado la introducción y dispersión de especies exóticas invasoras cuyos efectos son especialmente severos en los ecosistemas insulares y de lagunas continentales. Los listados de plantas exóticas invasoras superan las 600 especies y se han registrado más de 50 especies invasoras de vertebrados: 46 de las 100 especies calificadas como más dañinas en el mundo se encuentran en México. Por otra parte, el capítulo 7 revisa el tema de la bioseguridad y los organismos genéticamente modificados como posible factor de impacto sobre la biodiversidad. México es centro de origen, domesticación y diversidad genética de más de 130 especies de plantas, 25 de las cuales son de gran importancia para la alimentación en numerosos países. Mantener esta diversidad depende de conservar las variedades cultivadas y sus parientes silvestres. El caso del maíz genéticamente modificado es de especial interés en este contexto. El tema de la bioseguridad debe abordarse con un compromiso que conlleve inversión tangible y una visión de largo plazo —basados en la premisa de que ese capital genético es un patrimonio invaluable para la nación y para el mundo—, y emprendiendo acciones acordes con dicha premisa. Directamente relacionado con esta conclusión, el capítulo 8 se dedica a la diversidad y conservación de los recursos biológicos para la alimentación y la agricultura, y centra el análisis en cinco grupos de plantas cruciales en México: maíz, frijol, aguacate, nopales y agaves. El proceso de generación de la variación genética bajo domesticación, basado en la intervención y el conocimiento humanos, es tan importante como los productos a los que da lugar y, junto con los parientes silvestres, constituye un fundamental acervo genético-cultural por conservar. La conservación de la agrobiodiversidad de México está estrechamente vinculada al futuro de la población rural y las tradiciones culturales, así como al bienestar de las cre-

cientes poblaciones urbanas, y debe considerar los sistemas agrícolas que la han constituido y a las personas que los practican.

Análisis de las acciones de conservación de la biodiversidad

Ante los retos que plantean las actividades humanas, las áreas protegidas (AP) son el instrumento más consolidado del país para la conservación de la biodiversidad y los servicios ambientales, como se reseña en el capítulo 9. Las AP terrestres representan actualmente 9.85% de la superficie, proporción que está por debajo del promedio mundial (11.5%), pero la cobertura de la superficie marina en AP es mucho mayor que la cobertura global de 0.5% en los mares. El apoyo a las AP debe continuar y crecer para abarcar la conservación de su entorno no protegido, que alberga la mayor parte de la biodiversidad de México. Una extensión lógica del análisis de AP es definir las regiones prioritarias por atender y hacer la planeación necesaria para la conservación a largo plazo. Esta tarea se ha iniciado y coordinado por la Conabio (capítulo 10), en colaboración con otras dependencias gubernamentales, el sector académico y organizaciones civiles; los productos de este trabajo se han convertido en un instrumento para orientar y optimizar los esfuerzos de estudio, recolecta e investigación, haciendo más eficiente la canalización de recursos económicos públicos y privados, y representa una base importante para la coordinación de esfuerzos de conservación en el país. Un desafío de conservación que implica coordinación en varios niveles de escala espacial se hace también evidente en el caso de las especies migratorias y transfronterizas (analizado en el capítulo 11), debido a que requiere esfuerzos coordinados entre estados y con otros países para protegerlas, así como a los hábitats y corredores que utilizan en sus rutas migratorias. A escala nacional, la conservación de estas especies depende de una estrecha coordinación intersectorial y de la participación de pobladores locales. Un enfoque contrastante con los anteriores es el de la conservación de especies en peligro de extinción, su estudio y reproducción *ex situ* y, finalmente, su reintroducción en los ambientes originales (capítulo 12). En varios casos la conservación *ex situ* ha sido la única manera de conservar especies de plantas y animales que se han extinguido en sus ambientes silvestres. Es evidente que, si bien el esfuerzo de conservación *ex situ* es hasta ahora modesto, su potencial de conservación y educativo es considerable. El tema de la conservación fuera de las áreas protegidas es recurrente y en México empieza a desarrollarse o por lo menos a evaluarse más sistemáticamente. Por ejemplo, el capítulo 13 describe la amplia gama de estrategias de conservación que se han considerado, fuera del entorno de las AP, así como los motivos subyacentes que pueden incentivarlas. Se hace hincapié en que la conservación fuera de las AP puede disminuir la presión sobre ellas, promover la conectividad y mitigar los efectos adversos del cambio climático. Complementario a este, el capítulo 14 desarrolla un ejercicio nuevo para definir las zonas críticas y de alto riesgo para la biodiversidad de México, analizando la diversidad biológica, la unicidad y el grado de amenaza local a las especies de diferentes grupos de animales. En general, estos y otros capítulos del volumen hacen patente un tema recurrente en el análisis de la conservación del capital natural de México: la importancia de la conservación fuera de las AP, promoviendo y asegurando que los pobladores locales —los dueños de los ecosistemas— obtengan ingresos económicos derivados del uso sustentable de sus recursos, haciendo compatible la protección al capital natural y la atención a la marginación socioeconómica de esas comunidades (véase Bray *et al.* 2005 para ejemplos exitosos de aprovechamiento forestal comunitario).

Retos y perspectivas de la conservación en México

El capítulo 15 examina la conservación de la biodiversidad en los territorios de los pueblos indígenas (TI). Se destaca la riqueza en servicios ambientales y en biodiversidad que albergan los TI, así como las prácticas que esos pueblos han desarrollado para conservarla, y los servicios ecológicos que incluyen, especialmente la captura de agua de lluvia. Estos territorios albergan una gran parte de los ecosistemas de México, así como de los recursos fitogenéticos del país, por lo que el reconocimiento y valoración de ello es esencial para conservar el capital natural. El análisis de la biodiversidad y los servicios ambientales en terrenos no protegidos tiene relación con el análisis de los vacíos de conservación en México (capítulo 16). Este análisis, sin precedente, detecta nuestras omisiones más importantes de conservación; por ejemplo: 11 de las 96 ecorregiones terrestres no están representadas en ninguna AP y 50 de ellas tienen 10% o menos de superficie protegida; las zonas ubicadas entre los 400 y 600 m y los 1 000 a 2 600 m están subrepresentadas en las

AP; los tipos de vegetación con menor protección son las selvas secas, el matorral espinoso y los bosques de pino-encino; los sitios terrestres identificados como irremplazables abarcan cerca de 16% del territorio continental y tan solo 15% de esta superficie se encuentra dentro de AP. El análisis determinó 105 áreas prioritarias marinas, quedando menos de 20% de esta superficie incluida dentro de AP, y la representatividad de la biodiversidad de mares profundos es prácticamente nula.

Finalmente, el capítulo 17 aborda el reto de la conservación de la biodiversidad en zonas urbanas y periurbanas, ya que en el año 2030 cerca de 71% de la población mexicana habitará en alguna ciudad. A pesar de su pequeña extensión territorial, las ciudades gravan el ambiente a escala local y regional, afectando tanto la biodiversidad como los servicios ambientales, ya que requieren fuentes externas de energía, agua y materiales, y los costos ambientales son absorbidos y pagados por otras regiones, productoras de insumos para las ciudades y receptoras de los desechos urbanos.

Como trasfondo a los capítulos de esta tercera parte, el capítulo 18 revisa cómo la sociedad mexicana entiende su relación con los sistemas naturales y los problemas relacionados con la conservación de la biodiversidad, así como los esfuerzos educativos realizados para promover la toma de conciencia en torno a los problemas ambientales, así como los resultados obtenidos de la participación de la sociedad en la transformación de las relaciones sociedad-naturaleza para lograr la construcción de sociedades sustentables.

El avance logrado en México en una década es notable, pero relativo. La magnitud del impacto antropogénico, de larga data, pero con tasa explosiva en los dos últimos siglos, y en particular en las últimas décadas, demanda un grado de avance aún no logrado. No obstante, los avances reportados en este volumen nos dan una idea de las trayectorias de cambio y del estado de nuestro capital natural, de las principales acciones de conservación emprendidas y de las lagunas de conocimiento y de gestión. En el capítulo 19 se sintetizan los hallazgos más destacados, que representan los puntos salientes de nuestra evaluación y aquellos en que debemos poner atención especial en el futuro.

Referencias

Bray, D.B., L. Merino-Pérez y D. Barry (eds.). 2005. *The community forests of Mexico: Managing for sustainable landscapes*. University of Texas Press, Austin.

Conabio. 1998. *La diversidad biológica de México: Estudio de país, 1998.* Conabio, México.

Directorio Mexicano de la Conservación. 2008. Disponible en <*www.eambiental.org/index.php?option=com_content&task=view&id=28&Itemid=192*>.

Ramamoorthy, T. P., R. Bye, A. Lot y J. Fa (eds.). 1993. *Biological diversity of Mexico: Origins and distribution*. Oxford University Press, Nueva York.

Sarukhán, J., y R. Dirzo (comps.). 1992. *México ante los retos de la biodiversidad*. Conabio, México.

Wilson, E.O. 1988. *Biodiversity.* National Academy of Sciences-Smithsonian Institution, Washington, D.C.

Índice general

Segunda parte. Conservación de la biodiversidad en México

Siglas y acrónimos

ACE	Alianza Cero Extinciones
ADVC	Áreas destinadas voluntariamente a la conservación
AICA	Área de importancia para la conservación de las aves
ANP	Áreas naturales protegidas
APC	Áreas prioritarias de conservación
APFF	Área de protección de flora y fauna
APRN	Área de protección de recursos naturales
AZCARM	Asociación de Zoológicos, Criaderos y Acuarios de la República Mexicana
CBMM	Corredor Biológico Mesoamericano, componente México
CCA	Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte
CDB	Convenio sobre la Diversidad Biológica
Cecadesu	Centro de Educación y Capacitación para el Desarrollo Sustentable
Cenapred	Centro Nacional de Prevención de Desastres
CEPAL	Comisión Económica para América Latina y el Caribe
CI	Conservation International
Cibiogem	Comisión Intersecretarial de Bioseguridad de los Organismos Genéticamente Modificados
CICY	Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C
CIMMYT	Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo
Cinvestav	Centro de Investigación y de Estudios Avanzados, IPN
Cipamex	Sección Mexicana del Consejo Internacional para la Preservación de las Aves
Cites	Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Flora y Fauna Silvestres
CNA	Comisión Nacional del Agua, Semarnat
Cobi	Comunidad y Biodiversidad, S.C.
Coinbio	Conservación de la Biodiversidad por Comunidades Indígenas
Conafor	Comisión Nacional Forestal
Conanp	Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas
Conapesca	Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca
Conapo	Consejo Nacional de Población
Cop 7	Séptima Conferencia de las Partes, CDB
Coplades	Comités para la Planeación del Desarrollo
DGAERN (o DGRN)	Dirección General de Aprovechamiento Ecológico de los Recursos Naturales
DGIVS	Dirección General de Inspección de Vida Silvestre
DGVS	Dirección General de Vida Silvestre
DUMAC	Ducks Unlimited de México, A.C.
EBA	Endemic Bird Areas
FANP	Fondo para Áreas Naturales Protegidas
FMCN	Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, A.C.
Fonatur	Fondo Nacional de Fomento al Turismo
FSC	Forest Stewardship Council
GEA	Grupo de Estudios Ambientales
GEF	Global Environmental Facility
INE	Instituto Nacional de Ecología, Semarnat
INEGI	Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática
INIFAP	Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias
INP	Instituto Nacional de Pesca
IPCC	Panel Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático
IPN	Instituto Politécnico Nacional
LBOGM	Ley de Bioseguridad de los Organismos Genéticamente Modificados
LGEEPA	Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente
MA	Millennium Ecosystem Assessment
MAB	Programa del Hombre y la Biosfera, ONU
MSC	Marine Stewardship Council
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
OCT	Ordenamientos comunitarios del territorio
OEM	Ordenamiento ecológico marino
OET	Ordenamiento ecológico del territorio

OMS	Organización Mundial de la Salud
OTC	Ordenamientos territoriales comunitarios
OVM	Organismos vivos modificados
PACE	Programas de Acción para la Conservación de Especies
PMF	Programas de manejo forestal
PN	Parque nacional
PREP	Proyectos de Recuperación y Conservación de Especies Prioritarias
Procer	Programa de Conservación de Especies en Riesgo
Procodes	Programa de Conservación y Desarrollo Sustentable
Procymaf	Proyecto para la Conservación y Manejo Sustentable de Recursos Forestales
Prodefor	Programa de Desarrollo Forestal
Proders	Programa de Desarrollo Regional Sustentable, Conanp
Profepa	Procuraduría Federal de Protección al Ambiente
Pronafor	Programa Nacional Forestal
Pronare	Programa Nacional de Reforestación
PSA	Programas de Pagos por Servicios Ambientales
PSAH	Programas de Pagos de Servicios Ambientales Hidrológicos
Ramsar	Convención de Ramsar sobre los Humedales
RB	Reserva de la biosfera
RBP	Región biocultural prioritaria
Remib	Red Mundial de Información sobre Biodiversidad
Remus	Red de Monitoreo del Uso de Animales Silvestres Vivos en Latinoamérica
RHP	Regiones hidrológicas prioritarias
RMP	Regiones marinas prioritarias
RTP	Regiones terrestres prioritarias
SARH	Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos
Sectur	Secretaría de Turismo
Sedesol	Secretaría de Desarrollo Social
Sedue	Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología
Seduvi	Secretaría de Desarrollo Urbano y Vivienda, Distrito Federal
Semarnap	Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (1994-2000)
Semarnat	Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2000-)
Senasica	Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria
SEP	Secretaría de Educación Pública
Sepesca	Secretaría de Pesca
SHCP	Secretaría de Hacienda y Crédito Público
Sinap	Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas
SNIB	Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad
SUMA	Sistema de Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre
TLC	Tratado de Libre Comercio de América del Norte
TNC	The Nature Conservancy
UACh	Universidad Autónoma Chapingo
UANL	Universidad Autónoma de Nuevo León
UASLP	Universidad Autónoma de San Luis Potosí
UICN	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (también Unión Mundial para la Naturaleza)
UNAM	Universidad Nacional Autónoma de México
UNESCO	Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura
USAID	Agencia de Estados Unidos para el Desarrollo Internacional
WWF	World Wildlife Fund
ZEE	Zona económica exclusiva

Primera parte

Tendencias de cambio y estado de la biodiversidad, los ecosistemas y sus servicios

1 Factores de cambio y estado de la biodiversidad

autores responsables: Antony Challenger • Rodolfo Dirzo
autores de recuadros: *1.1*, Rodolfo Dirzo, Juan Carlos López Acosta • *1.2*, Eduardo Mendoza, Rodolfo Dirzo • *1.3*, Juan Carlos López Acosta, Andrés Lira-Noriega, Isabel Cruz, Rodolfo Dirzo
revisores: Arturo Flores Martínez • Mario González Espinosa

Contenido

Recuadros

Challenger, A., R. Dirzo *et al.* 2009. Factores de cambio y estado de la biodiversidad, en *Capital natural de México,* vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio.* Conabio, México, pp. 37-73.

Resumen

El estado actual de la biodiversidad y los ecosistemas del país manifiesta un profundo impacto antropogénico, acumulado a lo largo de milenios, pero con un pulso mayor durante los siglos XIX y XX, y particularmente agudo a partir de 1950. El estado y las tendencias de cambio de la biodiversidad están anclados en factores sociales, económicos y políticos, los llamados factores de raíz, que conducen a los factores próximos o directos. Estos incluyen cambios en la cobertura y el uso del suelo, la sobreexplotación de organismos, la introducción de especies invasoras exóticas, el cambio climático antropogénico y la adición de productos contaminantes. La evidencia sugiere que el factor de mayor impacto actual es el uso de la tierra. Hacia 1976 la cobertura original total del país se había reducido en 38%, y hacia 1993 solo cubría 54% de su superficie original. La superficie arbolada del país representaba en 2002, como máximo, 38% de su cobertura original; la vegetación asociada a las selvas tropicales es la que ha recibido el mayor impacto. Mucha de la vegetación remanente está fragmentada, y en diferentes estados de conservación, en los que predomina la vegetación secundaria. La información correspondiente a los humedales y ambientes acuáticos es limitada y esporádica, pero la que existe es contundente. Por ejemplo, en los cuerpos de agua dulce de Sonora y la Comarca Lagunera al menos 92 manantiales y 2 500 km de ríos se han secado, las aguas superficiales han disminuido y los mantos freáticos se encuentran a mayor profundidad, con 120 de las aproximadamente 200 especies de peces de agua dulce de esa región consideradas como amenazadas y 15 extintas. Los otros factores directos de cambio ocasionan un impacto que varía con el tipo de ecosistema. De cara al futuro, es previsible que el cambio climático afecte en particular los ecosistemas ubicados en sitios de mayor elevación y aquellos ubicados a mayores latitudes. En contraste, con los impactos antropogénicos negativos sobre los ecosistemas, se observan tendencias en el sentido opuesto, que incluyen nuevos y mejores programas de reforestación, de conservación y restauración de suelos, de plantaciones forestales con especies nativas y de fomento de sistemas agroforestales en zonas abiertas al cultivo, así como programas enfocados al uso más sustentable de los ecosistemas forestales como la conservación y el aprovechamiento de la vida silvestre, el establecimiento de áreas naturales protegidas, las Unidades de Manejo Sustentable, el ecoturismo y programas de pago por servicios ambientales. No obstante, es evidente que el impacto antropogénico sobre los ecosistemas y sus servicios ambientales ha sido considerable, y que las tendencias predominantes apuntan a una continuación de dicho impacto en el futuro. El fomento de los actuales esfuerzos que tienden a detener o aminorar las tendencias de cambio negativo y a promover usos que aporten recursos financieros a los pobladores locales ayudaría a hacer más compatible la conservación de la biodiversidad con el uso de la misma, y así capturar la esencia de capital natural que representan nuestros ecosistemas.

1.1 INTRODUCCIÓN

La biodiversidad presente en una región o país es el resultado de procesos ecológicos y evolutivos que la han venido moldeando a lo largo de millones de años (Dirzo y Raven 2003). Además del efecto de estos factores históricos, la biodiversidad es dinámica de cara al futuro, debido al impacto de los factores ambientales que actualmente inciden sobre la misma. Podemos decir que, en términos de la dinámica temporal, en la biodiversidad el cambio es la norma.

El cambio se presenta naturalmente en un ámbito espacio-temporal muy amplio, que puede ir desde la variación estacional y en la escala de unos cuantos metros, hasta la que ocurre durante millones de años en una escala espacial continental. El primer caso se podría ejemplificar con la dinámica de cambios en la diversidad y composición florística debidos a la caída de árboles del dosel por el viento en las épocas de "nortes" en una selva tropical del sureste del país (Martínez-Ramos 1994). El segundo caso podría ejemplificarse con el movimiento de las masas continentales que han llevado a la configuración continental contemporánea en la que se inserta México, y que es responsable en parte de la combinación de especies de plantas y animales de variadas afinidades biogeográficas que se observan en diferentes ecosistemas del país (Ramírez y Cevallos-Ferriz 2000). Estos cambios, provocados por causas naturales, han sido determinantes del estado contemporáneo de la biodiversidad de México.

Sin embargo, en el país y en muchas partes de la Tierra, a partir de los últimos milenios pero sobre todo durante los siglos XIX y XX —y de manera aguda a partir de 1950—, la presencia humana se ha convertido en un factor de cambio de la biodiversidad y los ecosistemas. De hecho, el Premio Nobel de Química Paul Crutzen (Crutzen 2002)

sugiere que el planeta se encuentra en una era geológica especial, caracterizada por la omnipresencia de la huella humana en los ecosistemas, y que debería llamarse "el Antropoceno". El cambio antropogénico, si bien tiene algunas semejanzas con el cambio natural, tiene diferencias importantes. Lo que más distingue este cambio, en la actualidad, no es solamente la magnitud sino la tasa a la que ocurre. Sin duda el planeta ha experimentado antes cambios en la concentración de carbono atmosférico, pero al menos en los últimos 10 000 años no a la tasa de acumulación que hoy estamos observando (Solomon *et al.* 2007). Otra diferencia (cualitativa) importante es el hecho de que el cambio antropogénico se da en interacción, por demás compleja, con el cambio de origen natural. Las tendencias de cambio actual y futuro, por lo tanto, deben verse como un factor de dinamismo yuxtapuesto, sinergias entre el cambio natural y el antropogénico, así como el resultado de efectos directos e indirectos (Fig. 1.1). Por ejemplo, la incidencia e intensidad de huracanes en el sureste del país seguramente interactúa con la deforestación antropogénica de la vegetación de manglares y la destrucción de los arrecifes coralinos, lo que lleva a cambios en la magnitud y frecuencia de inundaciones de la región, en la probabilidad de ocurrencia de incendios, en la estructura y diversidad de la vegetación, así como afecta la seguridad de la población de los asentamientos humanos costeros (UNEP-WCMC 2006). Es en este contexto de dinámica de cambios y sinergias que conviene analizar las tendencias de cambio de la biodiversidad de México que se describen en este capítulo.

Desde los comienzos del comercio internacional con la expansión de los grandes imperios de los siglos XVI al XIX, la interacción humana con el medio natural ha llevado a la extracción y transformación de los recursos naturales y al cambio del uso del suelo, lo que conduce a la deforestación y fragmentación de vastas superficies de ecosistemas para usos agropecuarios, industriales y urbanos (Masera *et al.* 1997; Challenger 1998), con el propósito de obtener riqueza material y atender las demandas de una población humana en crecimiento, y más recientemente mediante una economía esencialmente de mercado y cada vez más globalizada (WCED 1987).

Además del uso de la tierra y la extracción de recursos, el impacto humano reciente se distingue por el uso de combustibles para el desarrollo industrial moderno. La energía solar capturada por los organismos fotosintéticos, y transformada e incorporada a los tejidos de los seres vivos, representa una especie de "paleoservicio" ecosistémico que ha sido la fuente principal de energía utilizada para las transformaciones de los recursos natu-

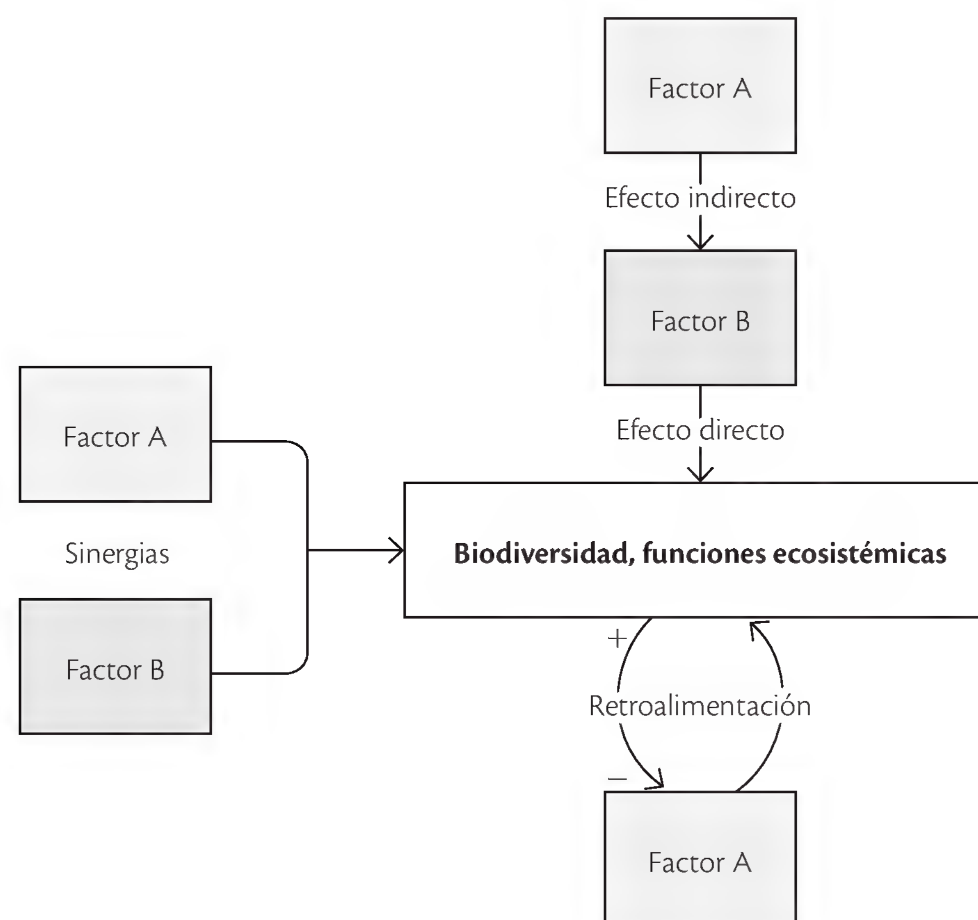


Figura 1.1 Relación entre los factores determinantes de cambios en la biodiversidad y funciones ecosistémicas: efectos directos e indirectos, sinergias y retroalimentaciones. En este diagrama, uno de los dos factores ilustrados podría ser de origen natural y el otro antropogénico (véase el texto para más detalles).

rales en bienes y servicios, así como para la generación de electricidad, la modificación y control de la temperatura en nuestros espacios de trabajo y habitación, así como para producir combustible para la mayoría de las formas de transporte durante los últimos 150 años, ya sea en forma de leña, carbón, carbón mineral, petróleo o gas natural. La quema, durante los últimos 200 años, de estos últimos tres "combustibles fósiles" ha sido responsable de las emisiones de bióxido de carbono y otros gases de efecto invernadero (así como otros contaminantes) a la atmósfera. A estas emisiones por el uso de combustibles se unen las generadas por los cambios en el uso de la tierra, aunque la contribución relativa de la primera fuente es unas 4.5 veces mayor que la de la segunda (Solomon *et al.* 2007). Colectivamente, las emisiones derivadas de ambas fuentes constituyen la causa principal del cambio climático global en curso, cuyas consecuencias pueden ser extremadamente severas para el planeta y para nuestra especie (véanse detalles en Solomon *et al.* 2007).

En el análisis de las tendencias de cambio en la biodiversidad por lo general se consideran dos indicadores principales: la cobertura de la vegetación y la extinción biológica, especialmente en términos de la pérdida de especies (Wilson y Peter 1988; Leaky y Lewin 1996; Conabio 1998; Myers *et al.* 2000; Myers y Knoll 2001; Kareiva y Marvier 2003). No obstante, existen otros indicadores, en función de las diferentes facetas de la biodiversidad y de los diferentes tipos de ecosistemas (Dirzo y Raven 2003), incluyendo la degradación y fragmentación del hábitat (Halffter y Moreno 2005; Mendoza *et al.* 2005; Pineda y Halffter 2005), la alteración de la composición de especies y los procesos ecológicos, así como la desviación de la vegetación clímax a una condición transicional, debido a intervenciones antropogénicas como el uso del fuego en la roza, tumba y quema, o aun debido a la supresión de incendios forestales naturales (Peña-Ramírez y Bonfil 2003; Martínez *et al.* 2006; Robbins 2006), y el empobrecimiento genético y poblacional de las especies (Álvarez-Buylla y García-Barrios 1991; Estrada y Coates-Estrada 1996). Estos indicadores son importantes en particular en regiones como México, debido a su multiplicidad de ecosistemas y de facetas en que se manifiesta la biodiversidad. Sin embargo, la información necesaria para analizar las tendencias de cambio con base en los diferentes indicadores es limitada, al punto de que, incluso con parámetros básicos como la tasa de deforestación, son aun motivo de discusión y discrepancias en nuestro país: el intervalo de valores publicados para este indicador a partir de los años ochenta es de un máximo de 1.5 millones de hectáreas por año estimado por Toledo *et al.* (1989) para los años 1970-1980, a un mínimo de 260 000 hectáreas por año estimado por la Conafor (2005) para el periodo 2000-2005, con otros valores intermedios diversos (Conafor 2005).

Este capítulo evalúa algunas de las principales tendencias de cambio de la biodiversidad en nuestro país. Las revisiones globales recientes sobre el estado de la biodiversidad en general (MA 2005b), incluyendo análisis específicos de la biodiversidad terrestre (p. ej., Dirzo y Raven 2003) y marina (p. ej., Sala y Knowlton 2006), indican que la actual tendencia de pérdida de la biodiversidad mundial es de una magnitud tan severa que justifica la afirmación de diversos científicos de que estamos frente al desencadenamiento de la sexta ola global de extinciones masivas en la historia geológica del planeta (May *et al.* 1995; Pimm y Brooks 2000; MA 2005a), una de las manifestaciones más contundentes del Antropoceno. En el contexto de la introducción de este capítulo, es necesario apuntar, a partir de las revisiones globales disponibles, que las tendencias de cambio de la biodiversidad en México van en concordancia con la acelerada tendencia global de deterioro antropogénico. La descripción de algunos de los factores más importantes del cambio y del estado de la biodiversidad de nuestro país constituye el meollo de este capítulo.

1.2 Factores implicados en las tendencias de cambio en la biodiversidad

En general, los factores de cambio antropogénico se clasifican en dos tipos: factores últimos (o factores de raíz) y factores próximos. Los primeros también se conocen como factores indirectos, debido a que ejercen su influencia por medio de otros factores o procesos, los factores próximos o directos (Fig. 1.2).

1.2.1 Factores de raíz o últimos

Sin distinción del grado de su desarrollo socioeconómico, la interacción de cualquier sociedad humana con el medio ambiente se articula mediante sus sistemas culturales, económicos y tecnológicos. Una manera sucinta de referirse a las consecuencias de esta interacción es mediante la llamada fórmula IPAT (Ehrlich y Holdren 1971; Ehrlich y Ehrlich 1990), expresada por la siguiente ecuación:

$$I = P \times A \times T$$

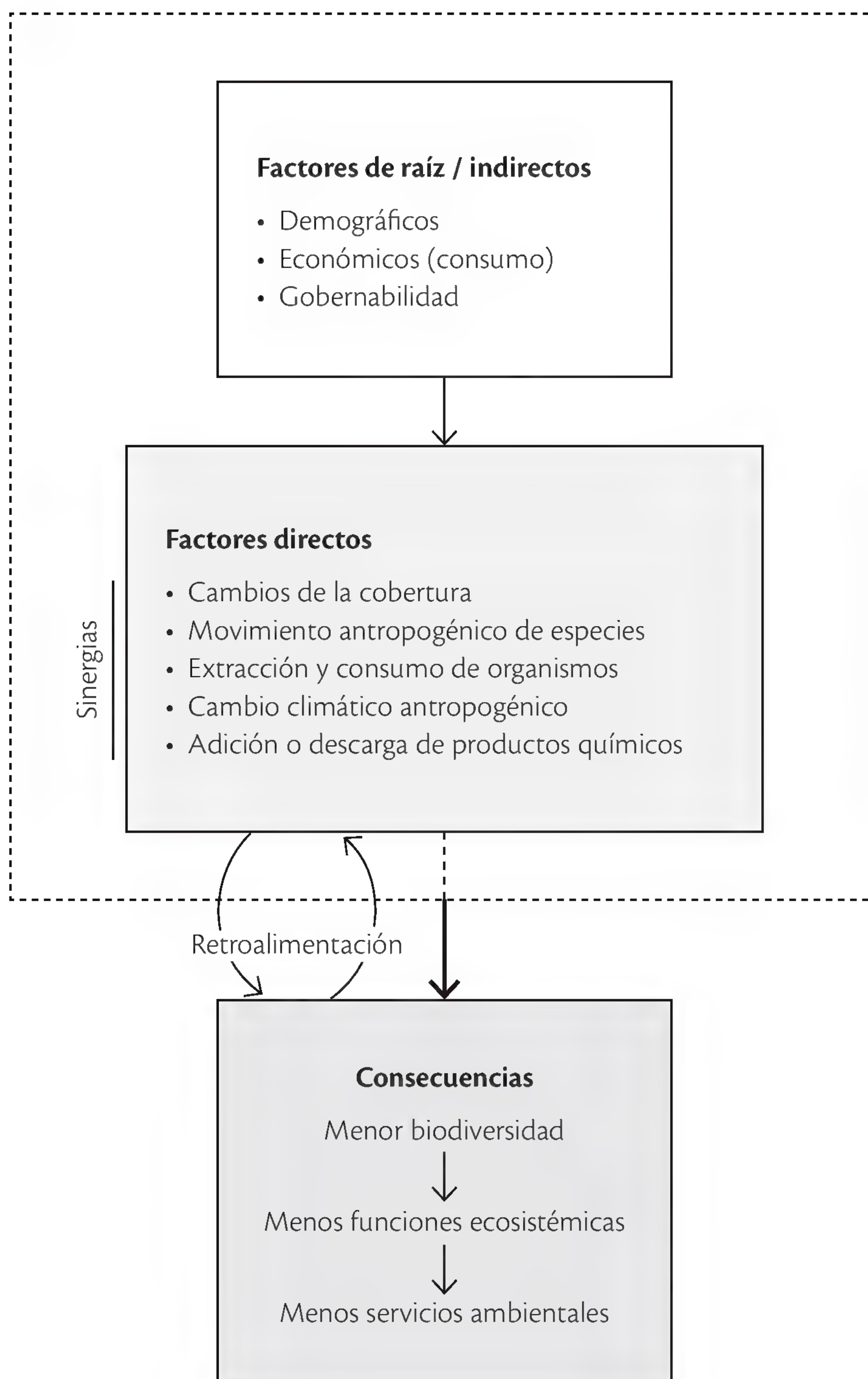


Figura 1.2 Factores de cambio directos (próximos) e indirectos (últimos o de raíz) de la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas.

Esta ecuación se refiere a los factores últimos de presión ambiental, de origen antropogénico, implicados en las tendencias de cambio de la biodiversidad: el impacto (I) de la actividad humana sobre el ambiente es el producto de tres factores: el tamaño de la población (P), su consumo de bienes y recursos —que se define por el término afluencia (A)— y el desarrollo tecnológico y político-administrativo (T) con que cuenta dicha población para la producción y distribución de los bienes y recursos, así como para el manejo y disposición final de los residuos.

A pesar de las múltiples citas de esta ecuación en la literatura sobre ecología humana (Ehrlich y Ehrlich 1990; Fischer-Kowalski y Amann 2001; Tello *et al.* 2007) y economía ambiental (Del Río González 2000; Mulder 2006; Tanuro 2007), es evidente que esta es una simplificación que tiende a destacar el papel de la población (Ehrlich y Holdren 1971), a la vez que enmascara la complejidad real de muchos de los procesos últimos conducentes al deterioro ambiental, incluyendo el interés propio de un individuo o segmento de la población de sobreexplotar los recursos naturales en beneficio propio y en detrimento de otros (véase, por ejemplo, Boserup 1980; Simon 1981; Dietz y Rosa 1994; Hynes 2006). Debido a estas y otras limitantes, la ecuación IPAT ha sido sujeta a diversas propuestas de reestructuración y adecuación para que refleje de manera más fiel las complejidades reales de las interacciones humanas con el medio ambiente (Dietz y Rosa 1994; Waggoner y Ausubel 2002; Gans y Jöst 2005). Por ejemplo, desde la óptica de la economía ambiental, se han sugerido modificaciones conducentes a relativizar el peso de las variables de la ecuación (Gans y Jöst 2005). Otra propuesta (Waggoner y Ausubel 2002) sugiere incluir una quinta variable, C, para referirse a la intensidad de uso de un bien por unidad de PIB, y modificar la variable T, para que en vez de representar un concepto vago de tecnología, represente la eficiencia ambiental de la tecnología en términos del impacto ambiental por unidad de demanda y producción de bienes. Esto deriva en una versión modificada de la ecuación original: ImPACT ("impacto"). Otra variante más reciente (Cendra Garreta y Stahel 2006) resulta especialmente interesante, ya que los autores han intentado contextualizar la ecuación original IPAT dentro de las dimensiones y los principios de la sustentabilidad ambiental, económica y social.

En general las tres variables (P, A y T) se definen con base en parámetros asociados al crecimiento de la población humana, al consumo de bienes y servicios per cápita y al desarrollo tecnológico en términos de su eficiencia y sustentabilidad ambiental (es decir, los recursos utilizados y los desechos acumulados para la generación de dichos bienes y servicios). Este último factor, T, también se define con base en instrumentos socioeconómicos que, no obstante, muchas veces resultan ser inapropiados. Por ejemplo, los precios de mercado de varios recursos de origen natural no reflejan los costos ambientales y sociales reales de su existencia, producción, transformación y disposición, porque la naturaleza no emite señales mercantiles sobre el valor intrínseco e irreemplazable de la biodiversidad y los procesos ecológicos subyacentes al funcionamiento de la biosfera (Cendra Garreta y Stahel 2006). Esto señala que el enfoque IPAT requiere ser mejorado y adaptado a nuestro país, entre otras cosas, por medio de medir los costos y beneficios asociados a la biodiversidad

cuando esta no participa en la economía de mercado (véase el capítulo 4 de este volumen). Si bien el concepto de IPAT y las modificaciones propuestas aún no logran popularizarse en México, hemos querido referirnos a él con el fin de evidenciar el tipo de factores de raíz que ocasionan el cambio en la biodiversidad, y en particular hacer notar que un factor crucial de cambio es el referente al consumo y la distribución tan desigual entre países —y entre regiones dentro de países— respecto al uso de los recursos, incluidos en el elemento A de la ecuación. Esto cobra mucha relevancia en nuestro país, además, dada la enorme desigualdad social reflejada en el gran número de personas que viven en la pobreza.

El estado y las tendencias de cambio de la biodiversidad están anclados, en última instancia, en estos factores sociales, económicos y políticos; de ahí su nombre "factores de raíz o últimos". El análisis detallado de estos factores de cambio de los ecosistemas de México se presenta en la tercera parte de este volumen. En este capítulo los describimos brevemente como punto de comparación con los factores directos, que son abordados con mayor profundidad en los diferentes capítulos de la primera parte de este volumen.

Demográficos, en particular la tasa de crecimiento y la densidad poblacional

Las tendencias de cambio en la biodiversidad se relacionan, en buena medida, con el crecimiento de la población. A partir de 1950, cuando la población era de 25.7 millones de habitantes, México observó un crecimiento intenso, de manera que hacia el final de la década de los ochenta alcanzó una población de 81.2 millones. A partir de 1990, la tasa de crecimiento se ubicó por debajo de 2% anual hasta llegar a 0.99% en 2005, con una población estimada de 103.1 millones de personas. El Consejo Nacional de Población (2002) estima una estabilización de la población en alrededor de 125 millones hacia el año 2050. Si bien algunos estudios demuestran que no necesariamente existe una relación directa y lineal entre población humana e impacto sobre los ecosistemas (Phifer y Roebuck 2001; Liu *et al.* 2003; Mikkelson *et al.* 2007), en otros es evidente tal relación, al menos de manera parcial (Bartlett 1994; Harrison y Pearce 2000; Hinrichsen y Robey 2000; UNEP 2002). Por ejemplo, un estudio sobre la deforestación en la Selva Lacandona señaló una relación positiva entre el tamaño de la población y la deforestación en escala local. La relación, aunque estadísticamente significativa, tuvo un poder predictivo restringido, de apenas entre 15 y 28 por ciento (Mendoza y Dirzo 1999). Esto deja ver que no solo el mayor número de personas, sino otras variables como el incremento en el consumo per cápita, han tenido y seguirán teniendo un impacto sobre la demanda de recursos y servicios de los ecosistemas.

Por otra parte, la población asentada en el territorio nacional ha experimentado cambios muy importantes en su distribución geográfica a lo largo de la historia —mediante desplazamientos forzosos y migraciones voluntarias, y la colonización de nuevas regiones—, asociados a acontecimientos y periodos históricos como la conquista y la Colonia, o la Revolución industrial, así como a las políticas de fomento, reforma agraria y colonización que caracterizaron a los gobiernos mexicanos durante la segunda mitad del siglo XX (Allmark 1997; Haines y Steckel 2000; McCaa 2000). Los desplazamientos poblacionales se relacionan con cambios en las formas de ocupación y usos del suelo, la introducción de nuevas tecnologías y especies domesticadas para la producción agropecuaria y forestal, y con cambios en las relaciones y los flujos comerciales y económicos tanto interiores como entre México y sus países socios. Estos factores conducen a modificaciones en el estado de conservación de los ecosistemas, que en la mayoría de los casos resultaron negativas para la biodiversidad (Gligo y Morello 1980; Challenger 1998).

De gobernabilidad o de política social

Este factor abarca un abanico amplio, que incluye políticas gubernamentales de seguridad, salud y desarrollo urbano; mala o inexistente planificación del uso del suelo; políticas de reparto agrario, de fomento agropecuario y forestal, de fomento a la colonización (p. ej., del trópico húmedo y de las costas, como el programa "Marcha al Mar"), al desarrollo turístico y a la construcción de infraestructura (de transporte y comunicaciones, portuaria, petrolera, energética e industrial); factores como la corrupción, así como deficiencias en la procuración de justicia, entre otros (Cifuentes-Lemus y Cupul-Magaña 2002; YCELP y CIESIN 2008), y en general la falta de un marco legislativo y reglamentario completo para los procesos de producción en todos los sectores de la economía. Para ilustrar esto se podría tomar el caso de la Reforma Agraria. Durante el sexenio de Lázaro Cárdenas (1934-1940) se repartieron casi 18 millones de hectáreas a los campesinos demandantes de tierra. La mayor parte de esta superficie fue expropiada de los latifundios que, aún 20 años después de la Revolución mexicana, seguían prácticamente sin tocarse, y una parte más correspondía a tierras bos-

cosas (Palomares Peña 1991; Morett Sánchez 2003). De estas últimas, inicialmente la entrega de tierras se realizó sobre todo con fines de producción forestal. Después de 1940, sin embargo, las dotaciones de tierra para la formación de nuevos núcleos agrarios se hicieron en su mayor parte a expensas de lo que entonces se llamaban las "tierras ociosas", es decir, los ecosistemas naturales sin transformar. Tan solo en los tres sexenios entre 1958 a 1976 se repartieron más de 42 millones de hectáreas para la creación de ejidos y comunidades (más de la quinta parte del territorio nacional), siendo casi toda esta superficie zonas conservadas de bosque y selva. Una vez creados los nuevos núcleos agrarios tras la deforestación de una porción significativa de estas tierras, la porción parcelada se dedicó a la producción agrícola y a la construcción de viviendas, caminos y demás infraestructura urbana, mientras una parte de las tierras comunales se dedicó a la ganadería extensiva; así, solamente se conservaron los ecosistemas forestales originales en ciertas porciones de las tierras comunales restantes, generalmente en barrancas y laderas empinadas (Challenger 1998; Morán y Galletti 2002; Morett Sánchez 2003).

Económicos

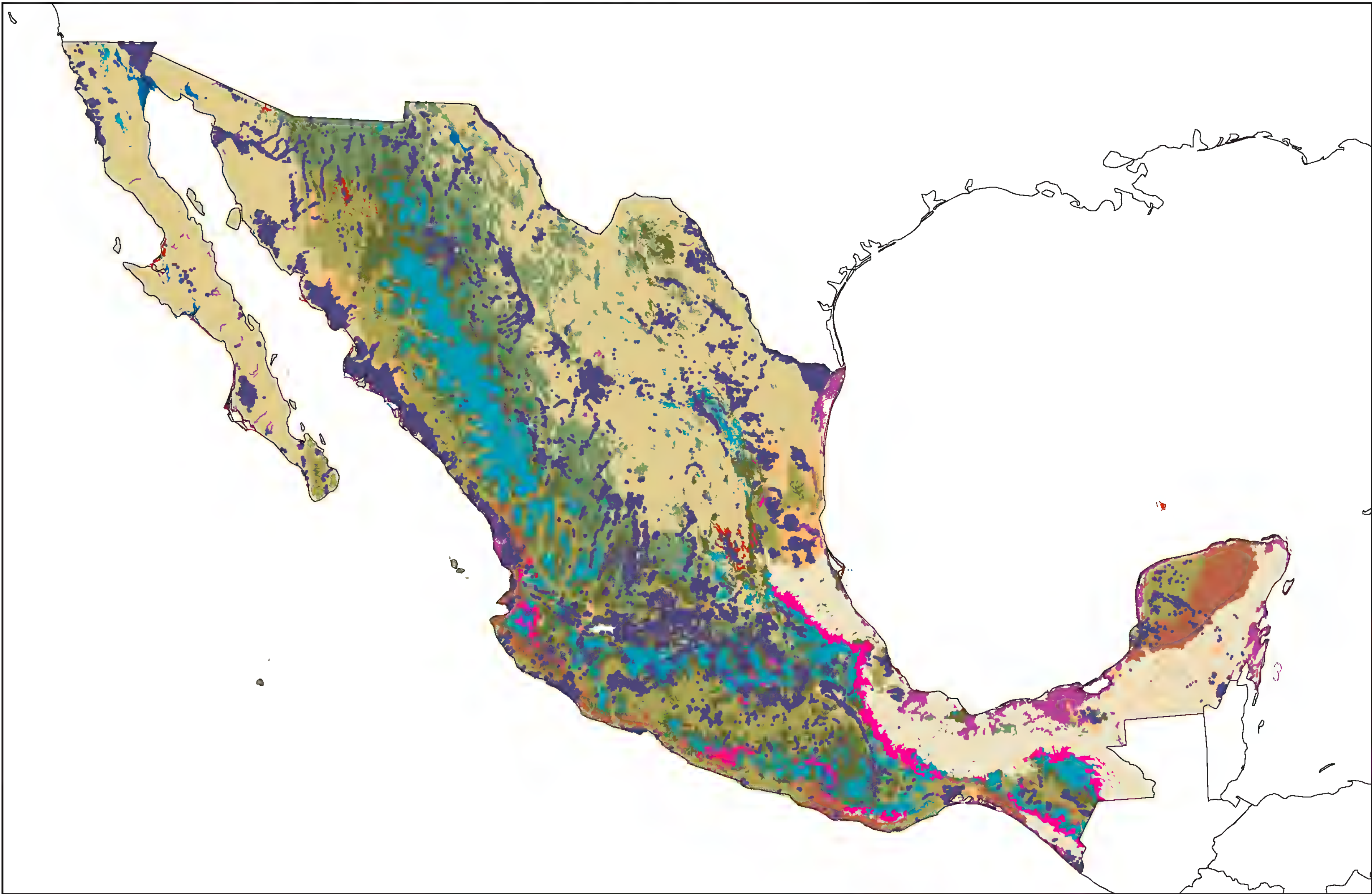
En este grupo se incluye, entre otros factores, la carencia de empleos alternativos rentables en el campo que fomenten pautas de producción sustentables; la creciente pobreza en el ámbito rural; la brecha socioeconómica creciente entre ricos y pobres; la subvaloración económica y social de los ecosistemas, los recursos naturales y los servicios ambientales, así como otras fallas de mercado, y el libre comercio sin reglamentación ambiental y social adecuada (Morán y Galletti 2002). Angelsen y Kaimovitz (1999), en su análisis comparativo de más de 140 modelos económicos sobre las causas directas e indirectas de la deforestación, encontraron que hay escasa claridad en términos de la contribución neta a la deforestación de muchas de las causas de tipo económico citadas en los modelos como detonantes de la deforestación, con excepción de los impactos negativos, muy claros, del aumento de los precios de garantía de los productos agropecuarios y de la posibilidad de tener acceso a fuentes alternativas de empleo.

De adopción tecnológica

Este tipo de factores incluye elementos como la intensificación de la producción agrícola (la "Revolución verde"), el aumento de la actividad ganadera, el creciente desarrollo industrial y la explotación petrolera y minera, entre otros. En México, la adopción del paquete de tecnologías identificadas con la Revolución verde, incluyendo variedades de cultivos de alto rendimiento, fertilizantes y otros agroquímicos, maquinaria y en especial el riego, son manifestaciones de una adopción tecnológica responsable, en última instancia, de la deforestación de la vegetación natural que hasta la segunda mitad del siglo XX ocupaba la mayor parte de las 9.24 millones de hectáreas de tierras de riego que existen en el país, sobre todo en valles y planicies interiores y costeras (INEGI 2005a). Esta situación se ilustra con detalle en la figura 1.3. Como se esperaría, esto ha afectado, sobre todo en términos absolutos, los ecosistemas de zonas de climas áridos y semiáridos, como los matorrales xerófilos (3.7 millones de hectáreas), las selvas bajas espinosas y caducifolias (3.4 millones de hectáreas), y los pastizales de bajura (1.2 millones de hectáreas), destacándose en particular las selvas secas de El Bajío y de las costas de Sinaloa, Sonora y Tamaulipas (Fig. 1.3) (Challenger 1998; INEGI 2005a, 2005b).

Culturales

Entre los factores de este grupo se incluyen la creciente aculturación de los grupos indígenas y la pérdida de su conocimiento técnico tradicional, la cultura materialista del consumismo, la pérdida del sentido de arraigo cultural y geográfico relacionada con los procesos de migración de la población, el desentendimiento y disociación de las poblaciones urbanas del entorno natural, así como la carencia de una educación y conciencia ambientales de la población en general (Leff 1990; Maya y Mazari 1990; Pascual Moncayo y Woldenberg 1994; Allmark 1997; Redclift y Woodgate 1997). Es claro que este es uno de los factores más difíciles de medir en cuanto a su impacto ambiental. Por un lado, no es del todo distinguible de las demás conductas, gustos y razones en las cuales se basan las decisiones cotidianas que se toman al momento de comprar un producto o solicitar un servicio. Por otro lado, no existen estadísticas oficiales u otras series de datos recogidos específicamente para medirlo. Sin embargo, de manera general se puede afirmar que una población con mayor acceso a sus satisfactores básicos, educación y conciencia ambiental casi siempre tiene una cultura más respetuosa y preocupada por el ambiente, y está más dispuesta a dedicar una parte considerable de sus ingresos a la conservación y el uso sustentable de los recursos naturales, así como a un consumo más sustentable. Asimismo,



Tipo de vegetación	Superficie potencial	Superficie con agricultura de riego	
	Hectáreas	Hectáreas	Porcentaje
Matorral xerófilo	66 404 097	3 699 399	5.57
Selva espinosa	7 205 653	1 884 918	26.16
Selva caducifolia	25 304 256	1 498 103	5.92
Pastizal	18 677 726	1 181 949	6.33
Bosque de encino	22 189 566	321 161	1.45
Vegetacion hidrófila	3 570 241	162 580	4.55
Selva perennifolia	17 823 214	131 582	0.74
Selva subcaducifolia	6 274 376	129 129	2.06
Bosque de coníferas	21 766 174	121 007	0.56
Otros tipos de vegetación	871 967	99 851	11.45
Bosque mesófilo de montaña	3 088 279	3 004	0.10
Áreas sin vegetación aparente	734 919	2 123	0.29

Figura 1.3 Distribución de la superficie potencial de cada tipo de vegetación convertida en terrenos con agricultura de riego. Fuente: INEGI (2003, 2005b). Nota: los colores del mapa corresponden a los tipos de vegetación que se indican; el cuadro muestra los datos de superficie con riego en hectáreas y porcentaje.

además del acceso a la educación, factores culturales como la religión o la cosmovisión de diversas culturas indígenas mexicanas, desarrollados durante miles de años de interacción del ser humano y el medio ambiente, han derivado en conductas de respeto hacia la naturaleza, expresadas de diversas maneras, que incluyen la conservación de ecosistemas y especies, así como pautas de aprovechamiento de los recursos que permiten su persistencia y reproducción (Nations y Nigh 1980; Alcorn 1984; Toledo *et al.* 1985; Marten 1986; Altieri *et al.* 1987; Sponsel y Natadecha-Sponsel 1988).

Como se puede apreciar, ninguno de estos factores de raíz afecta directamente la biodiversidad; más bien influyen sobre distintos grupos de actores, los que a su vez toman decisiones que se traducen en las acciones que constituyen los factores directos (o procesos) de cambio.

1.2.2 Factores directos o próximos

Los factores directos se presentan cuando la biodiversidad de una región dada es afectada directamente por la población humana mediante actividades diversas de impacto inmediato (próximo). Los factores de cambio directo incluyen, en general, cinco categorías principales: cambios en la cobertura y uso del suelo (incluyendo la deforestación y sus consecuentes fragmentación y efecto de borde del hábitat, y los incendios forestales no naturales); la sobreexplotación por la extracción y el consumo de organismos o parte de ellos; la introducción de especies, en particular la creciente colonización de los ecosistemas por parte de especies invasoras exóticas; el cambio climático antropogénico (calentamiento atmosférico y modificaciones en la precipitación, así como el esperable aumento del nivel del mar y de la incidencia y magnitud de huracanes), y la adición de productos químicos exógenos (contaminantes y fertilizantes) al ecosistema. Estos procesos y agentes directos representan los factores próximos causantes del deterioro ambiental, como la pérdida de la biodiversidad en sus diferentes facetas y la pérdida o deterioro de los servicios ambientales, los cuales han sido estudiados por diversos autores, organizaciones, instituciones e instancias de gobierno (p. ej., Toledo y Ordóñez 1993; Conabio 1998; Challenger 1998; Semarnap 2000; Semarnat 2003a; pnuma *et al.* 2004; Semarnat 2005b). En el diagnóstico que sigue se hace énfasis en la biodiversidad en términos de dos de sus manifestaciones más evidentes y conocidas: especies y ecosistemas. Nuestro análisis deja de lado otra faceta de la biodiversidad, la diversidad genética. La razón es que la información necesaria para evaluar los factores de cambio y el estado de conservación de dicha faceta es penosamente pobre. Además, otras partes de esta obra hacen referencia a la diversidad genética y en ellas se incluyen algunos comentarios pertinentes a la conservación de la misma (véanse el capítulo 15 del volumen I y el capítulo 8 de este volumen).

Si bien los estudios disponibles apuntan al impacto independiente de cada uno de esos procesos o factores directos, es evidente que los factores de cambio no operan de manera aislada ni de forma lineal, sino como redes complejas de relaciones entre diversas variables (Fig. 1.1). Las interacciones sinérgicas pueden ocurrir entre factores naturales y antropogénicos, así como entre dos o más factores de tipo próximo. Además de estas sinergias, y de los factores de impacto directo e indirecto, existen también procesos de retroalimentación, resultantes de un impacto sobre la biodiversidad que interactúa con el impacto inicial, exacerbando o disminuyendo su efecto (retroalimentación positiva o negativa, respectivamente (recuadro 1.1 y Fig. 1.1). En el recuadro 1.1 se presentan dos casos, uno hipotético-general y uno específico, que intentan ilustrar este tipo de redes de interacciones.

1.3 Factores de cambio y su importancia relativa

El diagnóstico siguiente analiza el impacto de factores próximos, por lo general de manera independiente o aislada, pero debe tomarse en cuenta que al ignorar las interacciones descritas anteriormente, se presenta una situación conservadora, más que realista. Solo por razones prácticas y por falta de información, enseguida se describen los impactos de los factores próximos de cambio de manera aislada. La figura 1.4 resume, de manera comparativa, el posible impacto relativo actual y futuro de los factores próximos de cambio sobre los principales tipos de ecosistemas.

1.3.1 Cambios en la cobertura y uso del suelo

Los ecosistemas naturales de México han sido utilizados por humanos durante milenios; sin embargo, el grado de impacto más notable ha tenido lugar en los últimos 50 a 100 años. Este periodo en particular se caracteriza por una tasa muy alta de cambio en la cobertura de la vegetación y el uso del suelo.

La figura 1.4 muestra que entre los factores próximos de cambio de la biodiversidad, la pérdida de cobertura

Recuadro 1.1 Red de interacciones de factores de cambio en México

Rodolfo Dirzo • Juan Carlos López Acosta

El estado de nuestro conocimiento actual no permite analizar los detalles de las redes de interacción ilustradas en la figura 1.4, pero los dos casos siguientes ejemplifican el potencial de la complejidad involucrada. Los cinco tipos de factores directos tienen el potencial de actuar sinérgicamente y de crear retroalimentaciones positivas o negativas, y las interacciones pueden ocurrir entre varios de ellos. Los siguientes ejemplos intentan ilustrar cómo se dan las interacciones múltiples.

El primero es de naturaleza general, aplicable en potencia a una gama de situaciones en donde la vegetación original sea de tipo arbolado (selva o bosque). La descripción a continuación incluye una serie de números, que corresponden a las relaciones indicadas en la figura, para este ejemplo hipotético. Se sabe que los cambios de uso de la tierra (deforestación, fragmentación, efectos de borde) afectan directamente la abundancia de plantas y animales en los remanentes del hábitat fragmentado (1) (Fig. 1). Además, la configuración espacial del paisaje fragmentado facilita la cacería (2), así como la invasión de especies exóticas (3). El resultado de estos factores es un paisaje fragmentado, incapaz de mantener poblaciones viables de animales (típicamente de los de talla mayor y de la parte superior de la cadena trófica), y con una gran incursión de especies heliófilas, muchas de ellas exóticas (1, 4, 5). Con el tiempo, el ecosistema fragmentado, y expuesto a los efectos de borde (es decir, los efectos de la matriz transformada, como altas temperaturas, mayor desecación o exposición a vientos), genera gradualmente un frente de avance de plantas heliófilas hacia el interior del terreno fragmentado (6). El follaje de estas heliófilas es más apetecible a los vertebrados herbívoros, los cuales, por acercarse a los bordes, se hacen más visibles a los cazadores, retroalimentando así un incremento en la cacería (7). La defaunación por cacería, que puede ser considerable, por ejemplo, de hasta ocho toneladas de carne de mamíferos, aves y reptiles durante un año en la Selva Lacandona, Chiapas (véase el capítulo 5 de este volumen), y en sinergia con la

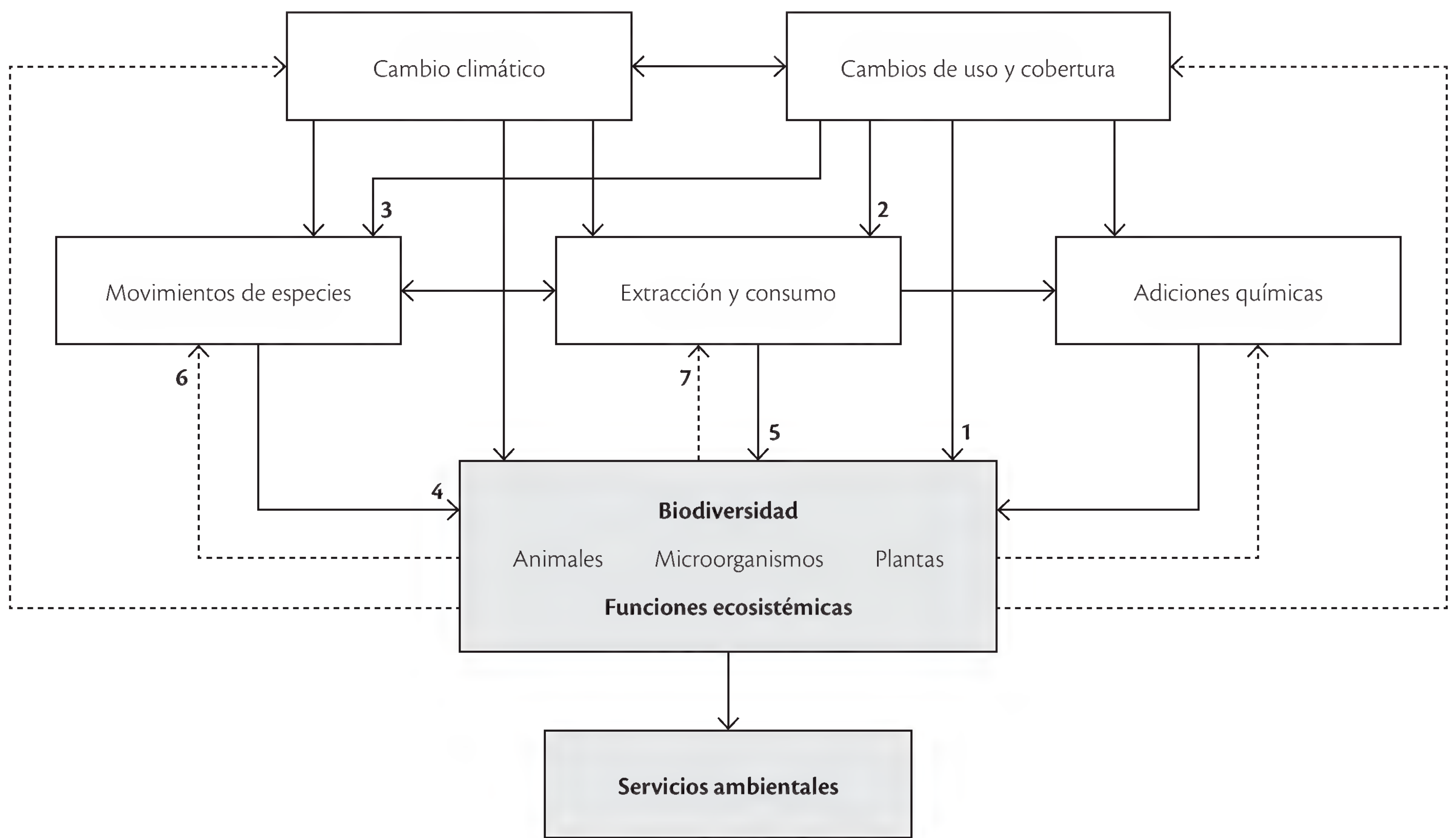


Figura 1 Red de interacciones de los factores próximos de cambio. Efectos directos, indirectos, sinergias (flechas continuas) y retroalimentaciones (flechas punteadas) entre factores directos de cambio de la biodiversidad. Los números corresponden a las relaciones de los ejemplos descritos en el recuadro.

fragmentación, afecta la riqueza y abundancia de vertebrados frugívoros, de los cuales depende la dispersión de propágalos y el éxito reproductivo de algunos árboles de la selva, lo cual puede disminuir el reclutamiento de tales plantas por una serie de impactos en cascada sobre la relaciones tróficas del ecosistema.

El segundo ejemplo trata de ilustrar, además de la complejidad de las redes de interacciones tróficas, las repercusiones de los cambios en términos de servicios ambientales, referidos a una localidad real. El uso de la tierra en la parte norte de la Sierra de Los Tuxtlas, Veracruz, ha provocado una tasa de deforestación y una fragmentación considerables. Por ejemplo, en las décadas de los ochenta y noventa la deforestación era del orden de 4% anual (Dirzo y García 1992), mientras que la fragmentación actual es importante (Mendoza *et al.* 2005). La excepción a este paisaje fragmentado es la Reserva de la UNAM y el área núcleo de la Reserva de la Biosfera de Los Tuxtlas, ubicado en el Volcán San Martín (que en conjunto suman menos de 10 000 hectáreas), y los remanentes más extensos que se restringen a los sitios de mayor elevación. Tal configuración espacial de la selva determina que la riqueza florística de los fragmentos, aún controlados por el tamaño del sitio muestreado, se vea muy reducida (1), en particular por la ausencia de especies vegetales de la selva primaria y por la proliferación de especies secundarias en los fragmentos (Dirzo *et al.*, en revisión). Además, como se especuló en el ejemplo anterior, la fragmentación facilita la incursión de cazadores (2), por lo que muchas especies de animales ecológicamente estresados por la reducción del hábitat (fundamentalmente los de mayor talla) son más accesibles a la incursión de cazadores, de manera que los pequeños fragmentos de las zonas bajas, además de estar florísticamente empobrecidos, también se encuentran seriamente defaunados (5). El mejor estado de conservación de los sitios de mayor elevación podría facilitar que estos funcionen como refugios para esos animales, pero los modelos de circulación general utilizados para pronosticar los efectos del cambio climático global indican que la vegetación en los sitios de mayor elevación será considerablemente más susceptible a este fenómeno, por lo que su papel potencial de refugios podría no cumplirse (8). Asociado a todo esto, la gran deforestación de la selva, la precipitación elevada (casi 5 000 mm por año) y la accidentada topografía de la zona llevan a la erosión de los terrenos deforestados, incluyendo las laderas y faldas del Volcán San Martín, lo que regularmente provoca el arrastre de tierra y lodo a los asentamientos humanos, como Catemaco (a veces en forma de fuertes deslaves), y la acumulación de sedimentos en el lago del mismo nombre. Si bien la conversión de la selva es sobre todo para el desarrollo de pastizales ganaderos, los terrenos abiertos favorecen (dependiendo de los mercados) el cultivo de especies como el chile, que requiere cantidades considerables de pesticidas (9), mismos que, muy probablemente, llegan disueltos por la lluvia al Lago de Catemaco. Las repercusiones de esto sobre la biodiversidad del lago (10) y sobre las actividades pesqueras y recreativas de Catemaco no parecen haber sido cuantificadas, pero es previsible que la situación no sea alentadora, sobre todo a la luz de las demandas de una población local creciente. Esta reseña ejemplifica la compleja red de efectos directos e indirectos, sinergias y retroalimentaciones positivas y negativas, así como sus repercusiones en términos de servicios ambientales (conservación de la biodiversidad y las materias primas, conservación de suelos, prevención de deslaves, conservación de la calidad del agua, recursos pesqueros y recreativos, etcétera).

vegetal (destrucción y transformación del hábitat), seguida por la sobreexplotación de recursos y la presencia de especies invasoras o de contaminantes han constituido los factores de mayor impacto sobre la mayoría de los ecosistemas terrestres. Dado que el impacto de los patrones de uso de la tierra es el factor próximo predominante y se refleja en el cambio de la cobertura de todos los ecosistemas terrestres, a continuación presentamos una breve descripción de las transformaciones antropogénicas de los ecosistemas de México. Este análisis se basa en los datos compilados por el INEGI (1968-1986, 2001, 2005a, b), correspondientes a 1976 (serie I), 1993 (serie II) y 2002 (serie III),[1] y se ilustra en las figuras 1.5, 1.6 y 1.7. Debido a que estas cartografías y sus estadísticas correspondientes se han obtenido con base en diferentes escalas y criterios metodológicos (aunque las diferencias entre las series II y III son menores), las comparaciones deben verse con precaución. Lamentablemente, esta importante tarea de evaluación de los ecosistemas del país aún no se ha abordado de manera satisfactoria, a pesar de los intentos más recientes en este sentido (p. ej., FAO 2005; Semarnat 2005a, 2006b). Sin embargo, las tendencias generales son evidentes.

Considerando la vegetación en su conjunto, incluyendo los ecosistemas forestales (es decir, arbolados) y no forestales (los no arbolados) (Fig. 1.5), se observa que hacia

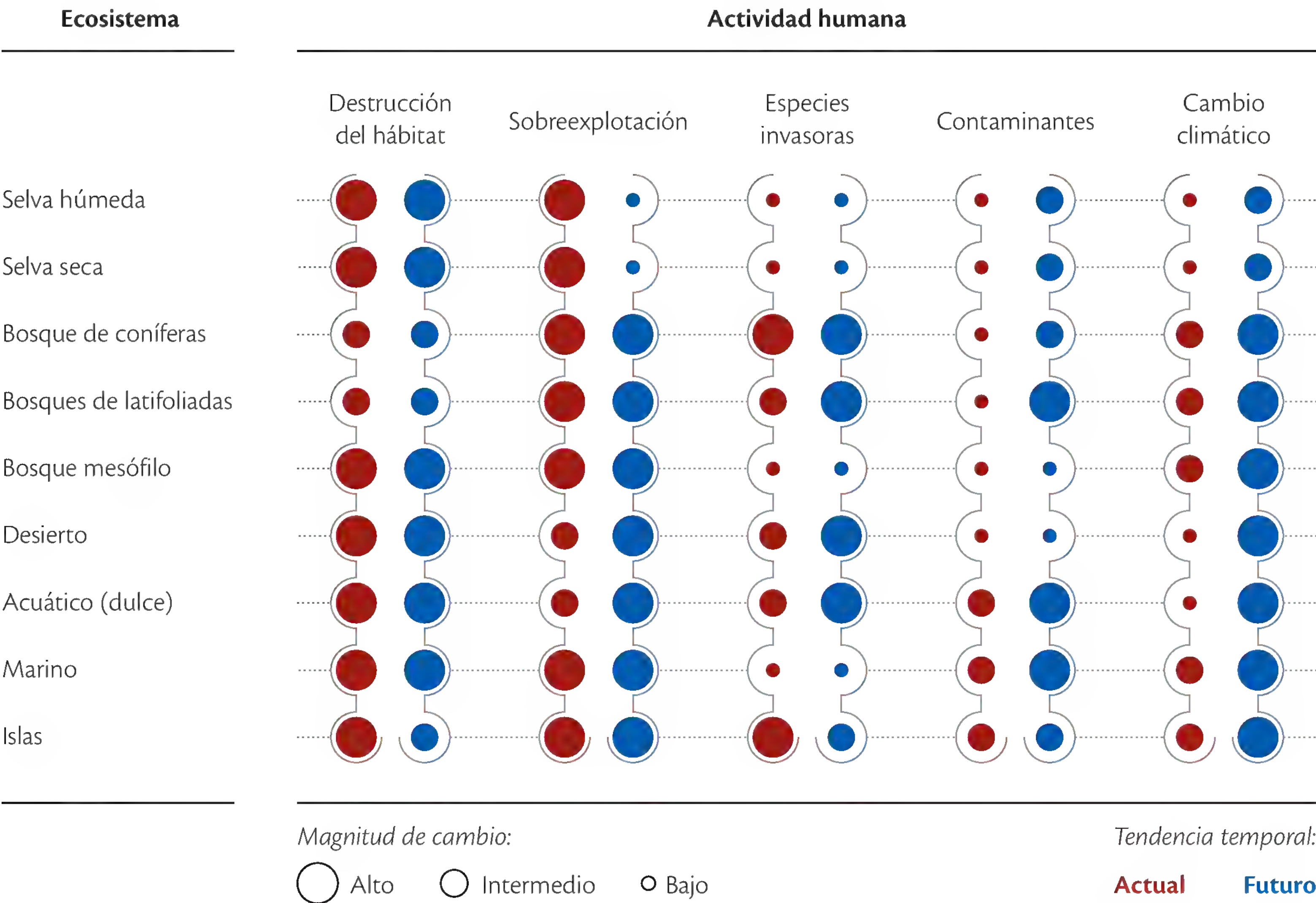


Figura 1.4 Impacto de la actividad humana sobre la biodiversidad de México: magnitud de cambio (impacto), denotada por los círculos de diferente tamaño, y tendencia temporal (actual y a futuro) del cambio en los ecosistemas. Fuente: CONABIO (2006).

1976 la extensa cobertura original del país, en lo que se refiere a la vegetación primaria (es decir, la más conservada y madura, cuya estructura y composición de especies se asemeja más a las condiciones de la vegetación en ausencia de impacto humano), se había reducido en 38%, y que hacia 1993 se había reducido aún más, para cubrir solo 54% de su superficie original. La tasa de cambio que se calcula para este periodo de 17 años fue considerable: 946 146 hectáreas por año, correspondiente a 0.8% anual (cifras de pérdida neta de la vegetación primaria que no incluyen las superficies de la vegetación secundaria recuperadas en las parcelas agropecuarias abandonadas durante este lapso). Es importante reconocer, sin embargo, que esta cifra se basa en un supuesto año fijo (1976) de inicio del periodo en cuestión, cuando en realidad la serie I del INEGI se construyó utilizando imágenes de un periodo de casi 20 años, de 1968 a 1986, por lo que el año 1976 representa una fecha "promedio" para la información recopilada (Mas *et al.* 2004). Por todo ello, esta cifra promedio de pérdida anual de vegetación debería ser tomada con cautela, ya que la deforestación anual en el periodo considerado seguramente habría variado, dependiendo

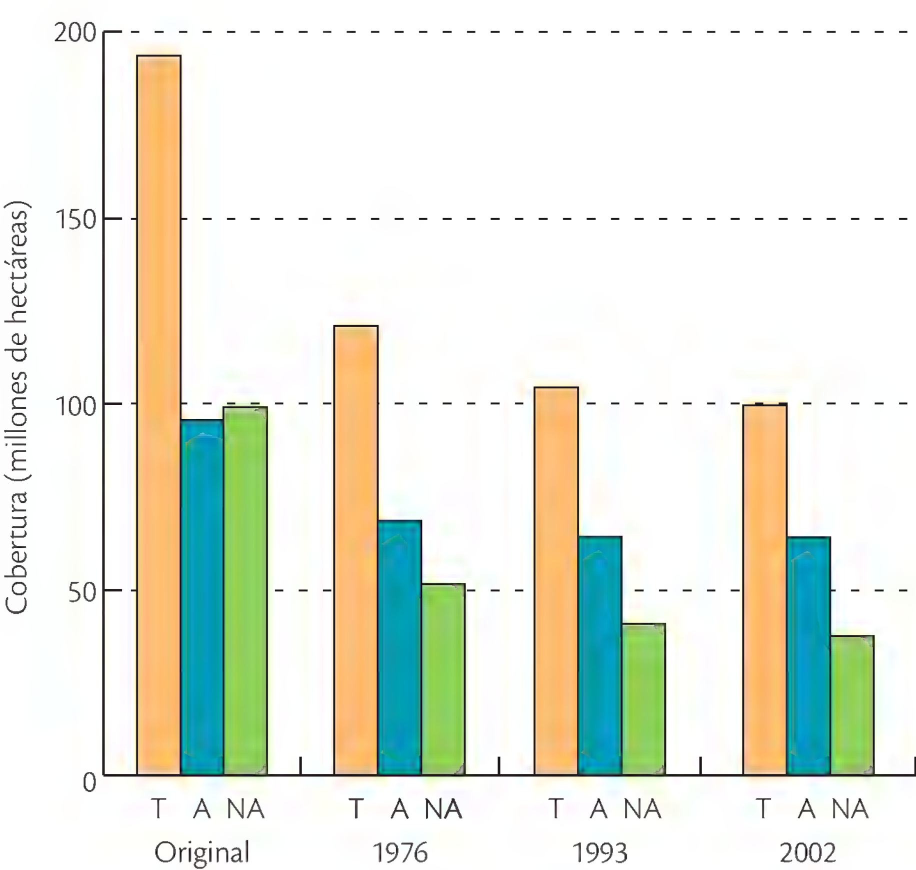


Figura 1.5 Tendencias de cambio en la cobertura de la vegetación, incluyendo el total de cobertura (T), la correspondiente a la vegetación arbolada (A) y a la no arbolada (NA) en cada año.

de los años específicos para los cuales la información fue recopilada.

Sin menoscabo de las limitaciones antes citadas, la tendencia de pérdida de la vegetación primaria fue notoriamente alta durante el periodo 1976-1993, y ha sido documentada ampliamente en otros estudios (p. ej., Toledo *et al.* 1989; Gómez-Pompa 1990; Toledo 1990; Tudela 1990; Dirzo 1992; Challenger 1998). Esta tendencia continuó a lo largo de la década siguiente, aunque a una tasa menor, de 523 639 hectáreas por año (0.5% anual), debido, por lo menos en parte, a que mucha de la vegetación de regiones selváticas en las tierras bajas del trópico húmedo ya había sido desmontada. Esto condujo a que en 2002 la vegetación primaria en su conjunto se viera reducida a 99.7 millones de hectáreas, lo que implica que el área de cobertura original de los ecosistemas del país se había reducido a casi 50% de la superficie original. Las tendencias de cambio, considerando solamente la vegetación arbolada (Fig. 1.5), siguen un patrón de caída similar, aunque la tasa relativa de deforestación es mayor, de 1.2% anual entre 1976 y 1993, y de 1% anual entre 1993 y 2002. Esto llevaría a que la cobertura de la vegetación primaria de los ecosistemas arbolados (bosques, selvas, manglares, bosques de galería, etc.) del país incluyesen en 2002, como máximo, 38% de su cobertura original. Esta cifra, sin embargo, debe verse en el contexto de la incertidumbre sobre la magnitud de la cobertura de vegetación arbolada que se encuentra alterada, en una trayectoria de sucesión secundaria, o convertida en otro tipo de vegetación que, aunque aparentemente estable, es resultado del impacto antropogénico. Tal sería el caso de los "bosques primarios de coníferas" en varias regiones del país, que resultan de la destrucción de encinares o bosques mixtos por prácticas extractivas de baja intensidad (M.G. Espinosa, com. pers.).

En general, las tendencias de cambio en la cobertura de la vegetación se reflejan en una pérdida que se observa en los principales ecosistemas terrestres de México, si bien estos exhiben diferencias importantes. La figura 1.6 muestra las tendencias de cambio en esos ecosistemas, contrastando la cobertura original con la remanente en 1976, 1993 y 2002.

Selva húmeda

A pesar de su explotación para la ganadería de tipo "dehesa tropical" (Barrera-Bassols 1995) y para el aprovechamiento de maderas preciosas (caoba y cedro rojo) para el mercado europeo durante la Colonia, y en especial durante el Porfiriato, las selvas húmedas (selvas altas y medianas perennifolias y subperennifolias) del trópico mexicano sobrevivieron en gran parte con una estructura típica de la selva intacta hasta la década de 1940, cuando las primeras políticas gubernamentales de colonización

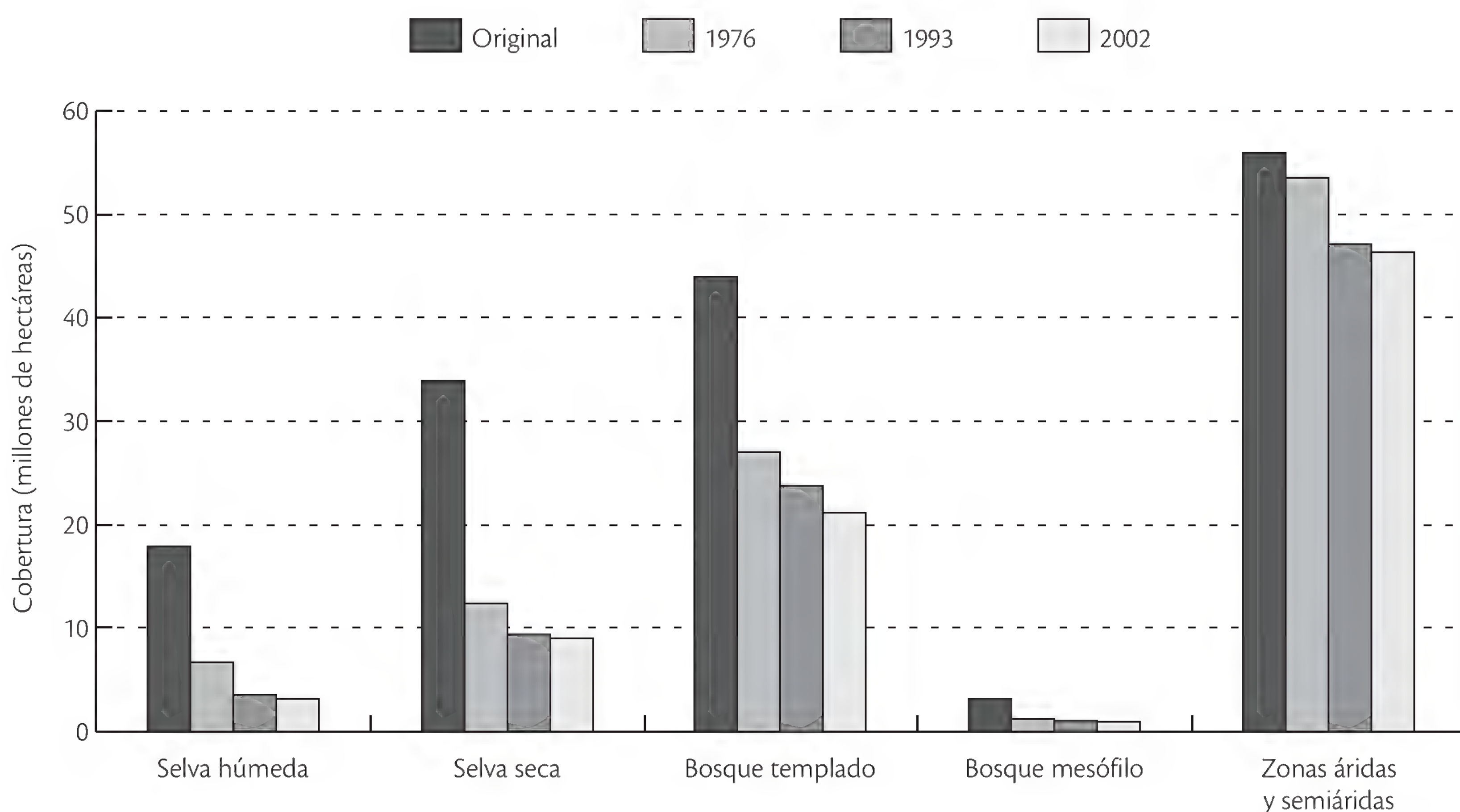


Figura 1.6 Tendencias de cambio en la cobertura de la vegetación primaria por tipo de ecosistema.

y fomento a la producción agropecuaria indujeron las primeras deforestaciones a gran escala. El transporte masivo de personas por ferrocarril, la construcción de presas para el riego de monocultivos (cuyos embalses inundaron decenas de miles de hectáreas de selva), así como las políticas de reparto agrario de tierras "ociosas", colonización del trópico húmedo y fomento a la ganadería de bovinos con créditos y apoyos legales durante las décadas de 1950 a 1980, junto con la exploración y producción petrolera, fueron responsables de la deforestación de la mayor parte de esas selvas, sobre todo en la planicie costera del Golfo de México (Revel-Mouroz 1972; Leff 1986; Challenger 1998).

De su extensión original, de aproximadamente 18 millones de hectáreas, hacia el año 2002 solo persistían 3.15 millones (equivalente a 17.5%) de la vegetación primaria (Fig. 1.6). La tasa de deforestación de estas selvas es la más alta en México, correspondiente a una pérdida anual de 2.6% en el periodo 1976-1993, y de 1.3% anual en el periodo 1993-2002. La vegetación considerada como selva húmeda conservada representa 33.3% de la vegetación total remanente de este tipo (Fig. 1.7). El restante 65.7%, correspondiente a 6.3 millones de hectáreas, está constituido por vegetación secundaria bajo diferentes grados de perturbación (Fig. 1.7). Esto hace evidente que el trópico húmedo de México sea en gran medida un mosaico de vegetación secundaria, solo con algunos remanentes de vegetación primaria.

Selva seca

Las selvas secas (selvas bajas y medianas caducifolias y subcaducifolias, así como las selvas espinosas) del trópico subhúmedo, son el hábitat de los parientes silvestres de varios de los principales cultivos de México (maíz, frijol, calabaza; véase el capítulo 8 de este volumen), y han sido transformadas con fines agrícolas desde hace miles de años. La deforestación a gran escala de estas selvas no se disparó sino hasta la década de 1970, cuando el reparto agrario, la Revolución verde y las políticas públicas de fomento agropecuario provocaron la transformación de millones de hectáreas en distritos de riego, ejidos, comunidades, plantaciones (de frutales, hortalizas, cocoteros y otros cultivos, sobre todo con fines de exportación) y tierras de agostadero para la ganadería extensiva (Challenger 1998; Trejo y Dirzo 2000). El fomento a gran escala del turismo en las costas del Pacífico a partir de 1980, con capital gubernamental y extranjero, ha contribuido a la pérdida de estas selvas, así como de los ecosistemas costeros (sobre todo manglares) asociados a ellas (Gutiérrez *et al.* 1983; Molina y Rodríguez 1988).

Su cobertura original de 33.9 millones de hectáreas muestra una caída notable, con una tasa de deforestación absoluta considerable en el periodo 1976-1993 (recalcando la cautela antes señalada en relación con las estadísticas de la serie I del INEGI para 1976) de 177 000 hectáreas por año (1.6% anual), la cual se redujo a 44 416

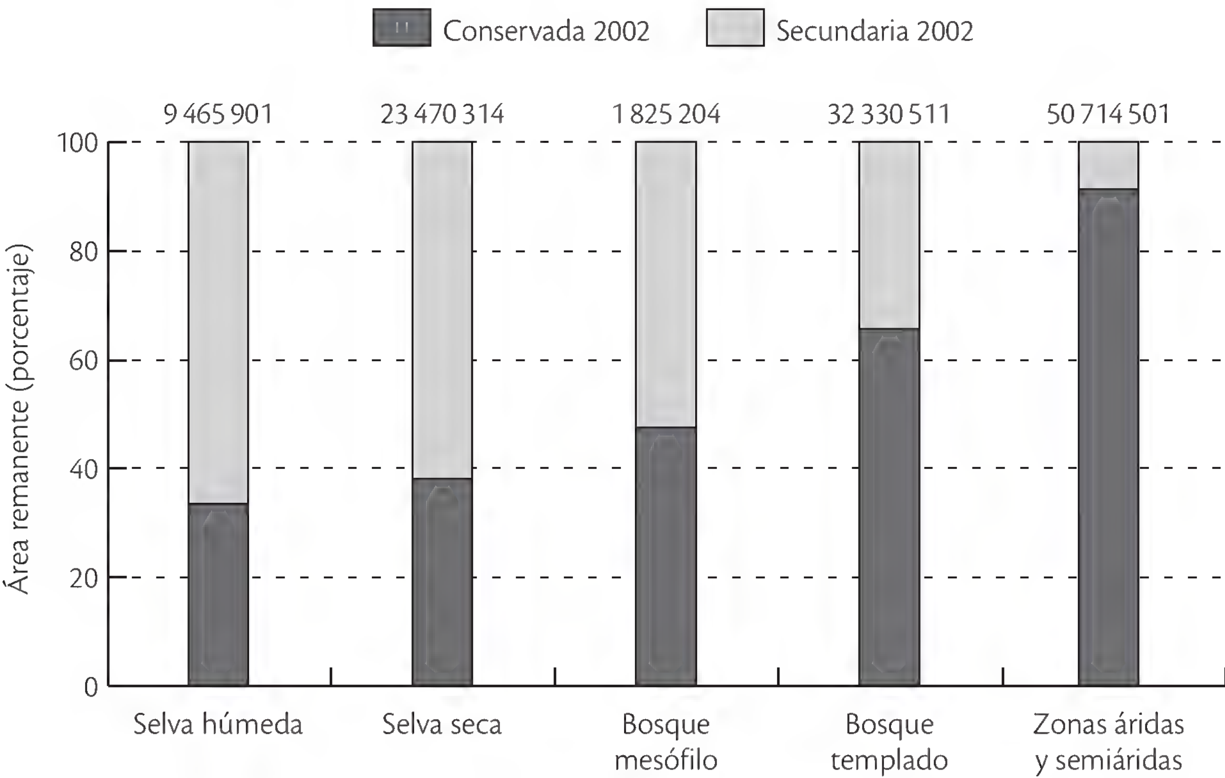


Figura 1.7 Condición de la vegetación remanente, considerando dos estados de conservación: vegetación primaria (conservada) y secundaria (perturbada). Nota: los números colocados sobre cada barra representan la cobertura total en hectáreas en 2002.

hectáreas por año (0.5% anual) en la década siguiente (Fig. 1.6). Así, en 2002 solo quedaba 26% de la cobertura original (unos 8.9 millones de hectáreas) en buen grado de conservación, con una estructura similar a la de la vegetación intacta. La vegetación considerada como selva seca conservada representa 38% de la vegetación total remanente de este tipo; el restante 62% es vegetación secundaria bajo diferentes grados de perturbación (Fig. 1.7). De nuevo, en este tipo de ecosistema lo que predomina es la vegetación secundaria.

Bosque mesófilo de montaña

El bosque mesófilo es el único de los principales tipos de ecosistema terrestre de México que no presenta evidencia de asentamientos o centros ceremoniales prehispánicos de gran tamaño. Una posible excepción sería la región alrededor de la actual ciudad de Xalapa, Veracruz, en donde el paisaje (aunque montañoso) presenta condiciones más favorables para los asentamientos humanos y las actividades agrícolas que en la mayoría de las regiones del país que ostentan este tipo de vegetación (Williams-Linera 2007). Si la topografía abrupta típica de las regiones de bosque mesófilo parece haber desalentado el desarrollo de asentamientos prehispánicos, su clima, relativamente fresco, muy húmedo y nublado, tampoco habría sido tan favorable, comparado con el clima de las selvas secas y los bosques templados. Esto probablemente se explica porque el mecanismo de fotosíntesis del maíz (del llamado tipo C4) requiere altas temperaturas y altos índices de radiación solar (Paliwal 2001). Por todo ello, más allá de un aprovechamiento de tipo extractivo, como la obtención de plumas de los quetzales (*Pharomachrus mocinno mocinno*) y la resina del árbol de liquidámbar (*Liquidambar styraciflua*), usadas en grandes cantidades como tributo al Imperio azteca (Peterson y Peterson 2002), no existe evidencia de una afectación seria a las áreas de bosque mesófilo de montaña en México durante el periodo prehispánico. Estos factores indican que el fenómeno de la deforestación y transformación masiva de los bosques mesófilos es relativamente reciente, empezando con el desplazamiento de la población indígena a estas tierras marginales (por su accidentada topografía, humedad excesiva y suelos erosionables) durante la conquista española, seguido por el cultivo del café con base en plantaciones durante el Porfiriato y, después, con el reparto agrario durante el siglo XX (Challenger 1998). En las últimas tres décadas, la destrucción de los bosques mesófilos ha continuado, contribuyendo a ello la producción de café en modalidades “no tradicionales” (a sol directo, sin el dosel del bosque original o sin sembrar árboles frutales para proveer de sombra a los cafetos), producto de las políticas de fomento del ahora extinto Instituto Mexicano del Café (Inmecafé). Otro factor importante de alteración de estos bosques es la tala crónica a pequeña escala, en especial en los bordes de las áreas remanentes del bosque primario. Esta actividad se realiza cada año por comunidades de campesinos cuya producción es esencialmente de subsistencia y con una población que sigue en aumento (Rzedowski 1978; Bubb 1991; Cayuela *et al.* 2006). Además, los bosques mesófilos son afectados por la ganadería extensiva y, en menor medida, por el crecimiento urbano y el aprovechamiento forestal de productos maderables y no maderables (Challenger 1998; Williams-Linera 2007).

Este ecosistema ha sido seriamente dañado (Fig. 1.6), con tasas de cambio negativo de gran magnitud, de manera que hacia 1976 su cobertura ya se había reducido a menos de la mitad del área original. Así, su cobertura inicial, de por sí limitada a 3.1 millones de hectáreas, se vio reducida a solo 28% de la original (870 000 hectáreas) en 2002. Ese año, la cobertura que se considera como conservada apenas representa 47.6% y el resto corresponde a vegetación secundaria (Fig. 1.7). Una vez más, la vegetación secundaria predomina en este ecosistema.

Bosques templados de coníferas y latifoliadas

Los bosques templados de coníferas y latifoliadas, en los cuales los pinos (*Pinus* spp.), oyameles (*Abies* spp.), pinabetos (*Picea* spp., *Pseudotsuga* spp.) y encinos (*Quercus* spp.) son las especies dominantes en su composición y estructura, predominan en las zonas de clima templado de las principales sierras del país. Debido a la fertilidad de sus suelos y a su clima templado han sido objeto de procesos de transformación con fines agrícolas y energéticos (leña) y por asentamientos humanos a lo largo de milenios. Con la conquista española, estos procesos se acentuaron: el arado permitió cultivar terrenos antes no aptos, y a ello se agregaron mayores presiones de deforestación para proveer a los beneficios de plata de una fuente de energía. La deforestación también se extendió para crear pastizales para el ganado introducido, para abastecer de materiales de construcción a las nuevas ciudades y, desde el Porfiriato, para proveer durmientes para las vías férreas e insumos para las fábricas de papel (Rzedowski 1978; Crosby 1986). Durante el siglo XX el aprovechamiento forestal no sustentable (incluyendo la tala ilegal), los in-

cendios forestales, el reparto agrario y las concomitantes políticas de fomento agropecuario, así como la ganadería extensiva y el crecimiento urbano, han sido los factores más importantes en la destrucción de estos bosques y de su biodiversidad (Challenger 1998). Estos bosques templados representan el ecosistema forestal de mayor cobertura en el país (Fig. 1.6), con una extensión original de casi 44 millones de hectáreas, la cual se redujo a menos de la mitad en el año 2002, con unos 22.2 millones de hectáreas en relativamente buen estado de conservación, las cuales representan 66% del total remanente (Fig. 1.7).

Ecosistemas áridos y semiáridos

Los distintos tipos de matorral xerófilo y los pastizales semidesérticos que típicamente integran la vegetación de las zonas áridas y semiáridas del norte del país no sufrieron graves deterioros en tiempos prehispánicos, ya que la mayoría de sus habitantes fueron nómadas que vivían de la caza y recolección, más que de la agricultura. Con la Colonia y la introducción del ganado empezaron los impactos mayores debido, sobre todo, al pastoreo descontrolado de los primeros rebaños de animales escapados del cautiverio. Además, las especies maderables como el mezquite fueron aprovechadas de manera poco racional como una fuente de leña y energía en las haciendas, las minas y los beneficios de mineral (Ezcurra y Montaña 1988; Ezcurra 1990; Sluyter 1996; Challenger 1998). Durante la Independencia, esta situación empeoró notablemente y a ella se agregó la cacería excesiva, sobre todo del berrendo y el borrego cimarrón, cuyas poblaciones fueron diezmadas. En el Porfiriato, la cría extensiva de bovinos orientada al mercado estadounidense empezó a ocupar grandes extensiones de estos ecosistemas, lo que provocó el grave deterioro de la vegetación y el suelo debido al deficiente manejo del ganado, así como de los recursos de vegetación y agua, sin planeación ni control de los regímenes de pastoreo (Ezcurra y Montaña 1988). Estos factores continuaron y se agravaron durante el siglo XX, con un deterioro concomitante en la vegetación debido a la compactación y erosión del suelo, el sobrepastoreo y aun el subpastoreo, que provoca la muerte de gramíneas perennes al acumularse biomasa vieja no consumida, lo que obstaculiza la llegada de luz a las yemas en crecimiento (Basurto y Hadley 2006). Savory (2006) presenta un análisis detallado de las causas, consecuencias y posibles soluciones de la degradación de tierras áridas debido a la ganadería extensiva. Aunado a ello, la creación de ejidos y distritos de riego derivados del reparto agrario (p. ej., la Comarca Lagunera), así como los diversos subsidios gubernamentales relacionados con la extracción y uso del agua para el riego, han desecado los escasos cuerpos de agua y ello ha llevado a la sobreexplotación de los mantos acuíferos (Carabias y Landa 2006). Así, la franja de pastizales semiáridos que tenía México desde el norte de Chihuahua hasta Guanajuato (Rzedowski 1978) fue destruida en el siglo XX para dedicar sus suelos a la agricultura de temporal y, ocasionalmente, de riego (M.G. Espinosa, com. pers.).

Por otra parte, el reciente auge de la industria maquiladora y de las ciudades fronterizas con Estados Unidos, ha redundado en más pérdidas de superficie de los ecosistemas de las zonas áridas y semiáridas de México, y en una serie de problemas de contaminación del suelo, agua y aire, pendientes de resolver (Carrillo y Schatan 2005). Este tipo de desarrollo urbano-industrial representa una variante del impacto por el uso de la tierra, en la medida en que la expansión urbana e industrial ocurre a expensas de la vegetación natural. Aunado a esto, en muchos municipios del norte la basura se lleva a tiraderos a cielo abierto, a veces en pleno desierto. Por último, la construcción del llamado "muro fronterizo" por las autoridades estadounidenses, con la intención de frenar la migración de indocumentados a ese país, también representa un factor de riesgo para la biodiversidad de los ecosistemas compartidos de la región, al imposibilitar la migración natural de la fauna y separar poblaciones de especies, con lo que se impide el desarrollo de los procesos naturales de intercambio genético (Córdova y De la Parra 2007).

De acuerdo con información del INEGI, la vegetación de las zonas áridas y semiáridas parecería la menos afectada en cuanto a su cobertura (una reducción de 17% de la original, Fig. 1.6), pero esto puede ser reflejo de que su alteración (por ejemplo por sobrepastoreo) no es tan fácil de cuantificar, en comparación con la vegetación forestal. Por lo mismo, es difícil distinguir el estado de conservación (vegetación primaria *vs.* vegetación secundaria) de estos ecosistemas.

La alusión repetida a la vegetación secundaria, no solo en lo que se refiere a los ecosistemas de zonas áridas sino para todos los ecosistemas terrestres del país, hace notar que la vegetación perturbada o en distintas fases de regeneración posterior a la transformación de la vegetación primaria, considerando todos los ecosistemas en conjunto, ha venido acusando un incremento notable en las últimas décadas. Al respecto, las estadísticas publicadas por INEGI (1968-1986, 2001, 2005a, 2005b) muestran una tendencia de cambio positivo, que había llegado

a 32.4 millones de hectáreas en 1976 y se incrementó a 40.5 millones en 1993 y a 42.2 millones en 2002.

Además de la vegetación secundaria, omnipresente en el país, destaca el hecho de que la vegetación de todos los ecosistemas en general, incluyendo partes de la que se registra como primaria, presenta una configuración espacial consistente en una proliferación de fragmentos de diferente tamaño, con diferente grado de aislamiento, y sujetos a la propagación de los llamados efectos de borde (penetración de los impactos por viento, temperatura, desecación y diversas perturbaciones bióticas, como la incursión de especies exóticas o típicas de sitios perturbados). El análisis sistemático de la variación espacial de la fragmentación a escala nacional es una tarea pendiente, pero a partir de estudios locales podemos extrapolar, o inferir, que la fragmentación se correlaciona negativamente con la pendiente del terreno (véase Trejo y Dirzo 2000), la elevación y accesibilidad del terreno (Mendoza *et al.* 2005) y la pedregosidad superficial, y quizá con patrones de migración humana (I. March, com. pers.). Aún más, los ejemplos locales son escasos, pero los disponibles sugieren que este tipo de perturbación por uso de la tierra es importante, como se ilustra para un caso particular en el recuadro 1.2.

Un análisis de los factores próximos de conversión de los ecosistemas en la década de los ochenta (Masera *et al.* 1997), cuando México observó su pico de deforestación (cuadro 1.1), muestra que de la conversión total anual, estimada por Masera *et al.* (1997) en cerca de 800 000 hectáreas, casi la mitad se adjudica a la conversión de terrenos en pastizales para la ganadería; esta es seguida por la deforestación debida a los incendios forestales asociados con las quemas agrícolas (24%) y a la conversión en terrenos agrícolas (17%). Esta jerarquía de los factores de conversión refleja en gran medida la situación de las selvas tropicales húmedas y secas, que acusan la mayor deforestación.

Si bien la importancia relativa de la deforestación y la afectación a la biodiversidad debido a los incendios antropogénicos adquieren mayor preponderancia en los ecosistemas arbolados, que representan, en promedio, 19.2% (intervalo 12.9-27.4 por ciento, entre 1996 y 2004) de la superficie afectada anualmente por incendios (Semarnat 2006a), es evidente que la conversión de terrenos a la ganadería es alta en todos los ecosistemas (Challenger 1998; Sagarpa 2001; Semarnat 2006a) y ha sido y sigue siendo un factor directo de cambio en los ecosistemas forestales del país. Consistente con esto, una evaluación reciente por parte de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Alimentación, Desarrollo Rural y Pesca (Sagarpa) indica que la ganadería extensiva, tipificada por mínimas inversiones de capital, baja productividad y baja rentabilidad por hectárea, se ha expandido considerablemente para ocupar más de 110 millones de hectáreas, equivalentes a 57% del territorio nacional, por lo que continúa siendo el uso dominante de la tierra en el país (Sagarpa 2001). De acuerdo con el INEGI (2005b), en 2002 existían en el país 18.8 millones de hectáreas de potreros, integrados por pastizales (cultivados e inducidos) establecidos en tierras originalmente cubiertas por selvas húmedas y subhúmedas, bosques y tierras de cultivo. No obstante, la mayor parte de la superficie dedicada a la ganadería extensiva la integran los pastizales naturales y los matorrales xerófilos del Altiplano y del norte árido del país, hoy utilizados como tierras de agostadero y sujetos a regímenes de pastoreo deficientes que sustentan poblaciones de ganado (en especial, bovino) por encima de las máximas permitidas por los coeficientes de agostadero, lo que contribuye a la degradación y deterioro de estos ecosistemas (Sagarpa 2001; INEGI 2005b; Semarnat 2005a). El uso de madera

Cuadro 1.1 Factores próximos de conversión de cuatro ecosistemas arbolados de México en la década de 1980

Actividad de conversión	Bosques templados (coníferas)	Bosques templados (latifoliadas)	Selvas tropicales húmedas	Selvas tropicales secas	Total
Potreros	45.64 (28)	22.96 (28)	139.83 (59)	186.76 (58)	393.96 (49)
Agricultura	26.08 (16)	13.94 (17)	23.70 (10)	45.08 (14)	104.52 (13)
Extracción	8.15 (5)	4.10 (5)	4.74 (2)	16.10 (5)	32.16 (4)
Fuegos	78.24 (48)	38.54 (47)	52.14 (22)	22.54 (7)	192.96 (24)
Otras	4.89 (3)	2.46 (3)	16.59 (7)	51.52 (16)	80.40 (10)
Total	**163**	**82**	**237**	**322**	**804**

Nota: los datos corresponden a miles de hectáreas; entre paréntesis se indica el porcentaje del total.
Fuente: Masera *et al.* 1995.

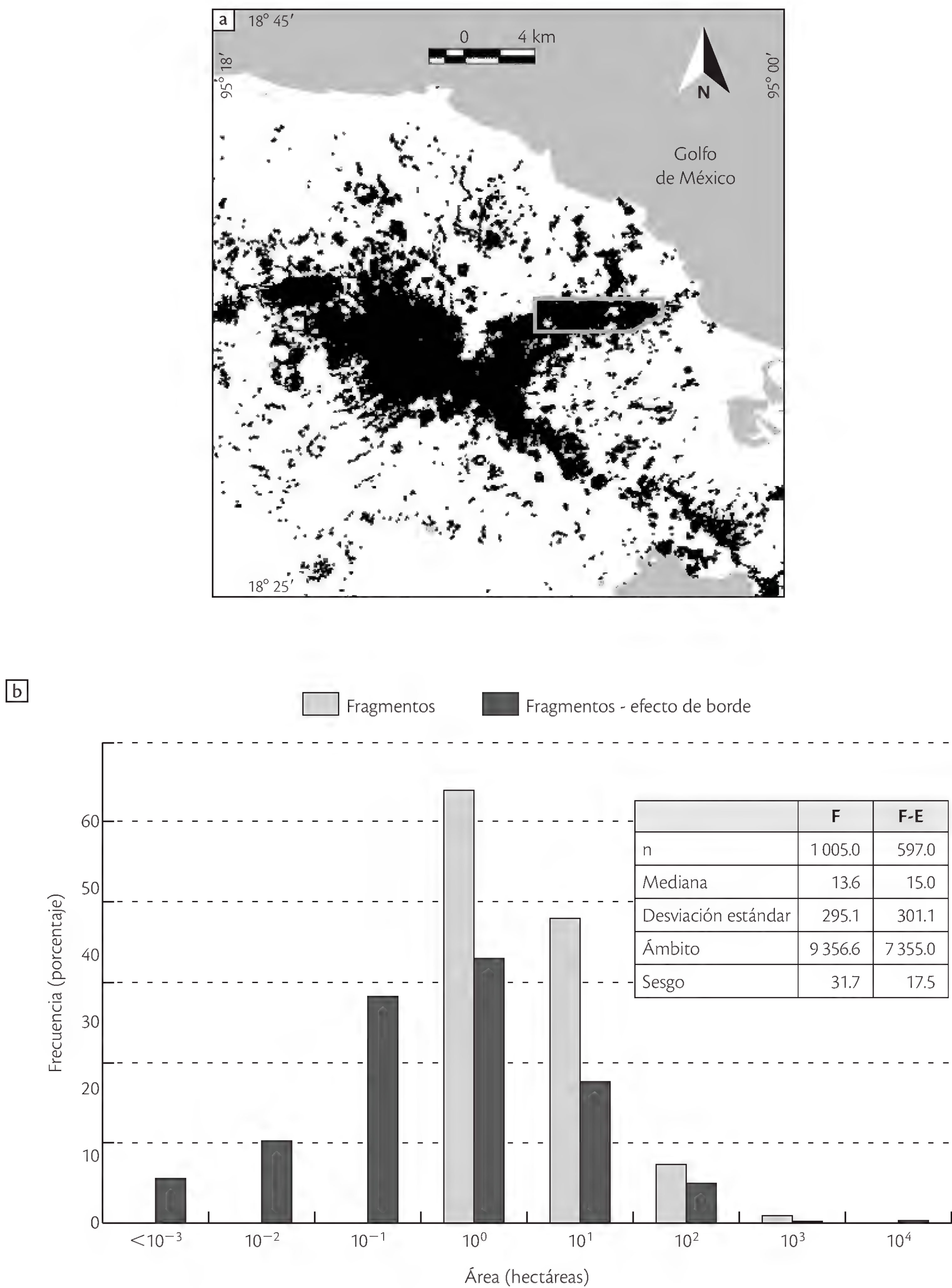
Recuadro 1.2 Fragmentación del hábitat en la región de Los Tuxtlas

Eduardo Mendoza • Rodolfo Dirzo

El factor próximo que impone un mayor desafío para la conservación de la diversidad biológica terrestre, particularmente la tropical, se asocia con las tendencias contemporáneas en el cambio de uso del suelo. El cambio en el uso del suelo trae consigo, además de la reducción en la extensión del hábitat, un cambio marcado en la configuración espacial del paisaje, de manera que la vegetación remanente queda constituida por una serie de fragmentos más o menos aislados, inmersos en una matriz de terrenos antrópicos, lo que se conoce como fragmentación (Fig. 1). La fragmentación implica una mayor exposición a la influencia antrópica, que se manifiesta en cambios en variables físicas (p. ej., incrementos en la temperatura e incidencia del viento y disminución de la humedad relativa), biológicas (p. ej., exposición a nuevas especies competidoras o depredadoras) y humanas (p. ej., aumento en la cacería y extracción de madera, frutos y hojas). Es bien conocido que el impacto del cambio en dichas variables aumenta conforme la conversión del hábitat produce un contraste mayor entre las características del ambiente original y el transformado; además, se sabe que tal impacto diminuye hacia el interior del fragmento de vegetación remanente, constituyendo el llamado efecto de borde.

La fragmentación aumenta de manera prácticamente exponencial en el perímetro expuesto a la influencia externa, en comparación con la que se produciría si el hábitat se contrajera manteniéndose como una sola unidad. Por otra parte, según el grado de contraste entre la matriz y el hábitat original es posible que se forme una barrera que impida el flujo de organismos entre distintos fragmentos. Es evidente, entonces, que la fragmentación tiene el potencial de exacerbar el impacto del cambio en el uso del suelo sobre la persistencia de las especies asociadas al hábitat original y por lo tanto sobre la diversidad biológica local. Para ilustrar esta situación este recuadro describe las características de la fragmentación del hábitat en la porción norte de la Sierra de Los Tuxtlas (Mendoza *et al.* 2005).

Los Tuxtlas muestra signos evidentes del cambio en el uso del suelo, los cuales están particularmente bien descritos en una zona de 83 644 hectáreas, que comprende parte de la Reserva de la Biosfera, así como la totalidad de la Estación de Biología Tropical de Los Tuxtlas de la UNAM. Esta zona, cubierta en su origen por una compleja mezcla de ecosistemas forestales que incluían selva húmeda, manglar, bosque de pino-encino, bosque de niebla y bosque enano (Dirzo 1991), ha experimentado una reducción de más de 80% en su cubierta forestal. Como resultado de esta intensa deforestación, lo que antes era una compleja amalgama de hábitats está actualmente dominada por pastizales y tierras de cultivo. Dentro de esta matriz se encuentra un "archipiélago" constituido por un conjunto de 1 005 fragmentos con un tamaño que oscila entre 9 356 y 0.5 hectáreas (Fig. 1). El fragmento más grande incluye la reserva de la UNAM y su conexión con la vegetación del Volcán San Martín. Si bien el ámbito de variación en el área de los fragmentos es de cuatro órdenes de magnitud, es notable que 90% de ellos concentren tan solo 10% del área remanente de bosque. Así, el valor de la mediana de la distribución de tamaños de los fragmentos es de apenas 0.89 hectáreas, mientras que el valor promedio es de 13.6 (Fig. 1). No solo el tamaño de los fragmentos varía, sino también su forma y ubicación. La forma es importante porque influye en el grado de exposición que el interior de un fragmento tiene al efecto de borde (mientras más se aleja de la forma circular es mayor el efecto de borde); la ubicación es crítica, en particular en términos de la distancia respecto a la vegetación no fragmentada. Es evidente que en Los Tuxtlas la mayoría de los fragmentos no tienen una forma circular, aunque esto varía con el tamaño de los mismos (Mendoza *et al.* 2005). Tomando como base una distancia de efecto de borde de 30 m (distancia en la que la variación en la humedad relativa y la temperatura se estabilizan en fragmentos de Los Tuxtlas) (Ruiz 2003), hicimos una simulación del impacto que tendría en los cálculos del área de los fragmentos incorporar un efecto de borde de esta magnitud. El resultado fue que 41% de los 1 005 fragmentos no mantienen nada de su área libre del efecto de borde y el restante 59% experimentó una reducción considerable (Fig. 1b). Por otra parte, más de 80% de los fragmentos se encuentran ubicados a más de 500 m de la reserva, la cual resulta la fuente más importante de propágulos (semillas, colonizadores, etc.) que favorecerían el "rescate" o restauración de las poblaciones de las especies más afectadas. Varios estudios independientes han encontrado que variables como el tamaño del fragmento y su aislamiento se correlacionan negativamente con la presencia o abundancia de algunas especies de plantas (Dirzo *et al.,* en revisión) y animales en los fragmentos de Los Tuxtlas (Estrada y Coates-Estrada 1996). Este tipo de hallazgos apoya la necesidad de integrar los estudios de fragmentación a las evaluaciones sobre el impacto del cambio en el uso de suelo como una forma de alcanzar una visión más realista del estado de conservación de la biodiversidad local y general en los ecosistemas de nuestro país.



	F	F-E
n	1 005.0	597.0
Mediana	13.6	15.0
Desviación estándar	295.1	301.1
Ámbito	9 356.6	7 355.0
Sesgo	31.7	17.5

Figura 1 Descripción de la fragmentación del hábitat en la porción norte de la Sierra de Los Tuxtlas, Veracruz: ***(a)*** mapa de la fragmentación en Los Tuxtlas obtenido del análisis de una imagen del satélite Landsat del año 2000: el área en negro corresponde a los fragmentos de bosque remanentes; la zona delimitada por el polígono corresponde a la reserva de la UNAM, y ***(b)*** distribución y descripción estadística de los tamaños de los fragmentos tal como son detectados por la imagen de satélite y después de incorporarles, mediante simulación, un efecto de borde de 30 m.

(en particular de pinos y encinos) de bosques templados para el acopio de leña para las necesidades cotidianas de energía en las regiones más pobladas del país ha sido constante durante siglos. Esta actividad es importante como factor de impacto sobre la biodiversidad; el tema se revisa más adelante y con más detalle en otros capítulos (véanse los capítulos 4 y 5 de este volumen).

Además de los ecosistemas terrestres, los humedales y los ambientes acuáticos también han sufrido procesos de transformación muy importantes, como se esboza enseguida.

Humedales

Estos ecosistemas de transición entre los ambientes terrestres y los acuáticos (tanto dulceacuícolas como salobres) han sido drenados para su conversión a usos agropecuarios y urbanos, y para la construcción de infraestructura de transporte y de aquella relacionada con las industrias petrolera y turística. Los humedales, que incluyen los manglares, experimentan modificaciones en cuanto al aporte de agua y sedimentos desde las partes altas y medianas de las cuencas hidrográficas debido a la deforestación y a la construcción de represas y otras obras de infraestructura hidráulica. Los manglares se deforestan para obtener leña, para construir hoteles, campos de golf y casas, y para establecer granjas camaronícolas; además, sufren incendios forestales y cambios de uso del suelo para su transformación en milpas y potreros. Los cambios de cobertura de los manglares son difíciles de evaluar utilizando sistemas de información geográfica debido a su distribución tan estrecha a lo largo de las costas, especialmente del Golfo de México y del Mar Caribe. La información disponible sugiere tasas anuales de deforestación muy variables de región a región; en algunas localidades del Caribe mexicano alcanzan hasta 12% de pérdida anual (Núñez-Farfán *et al.* 1997). La pérdida de cobertura de los manglares de México, en general, ha sido dramática: los 1.45 millones de hectáreas de cobertura potencial original se redujeron, hacia 2002, en 41%, quedando solamente 859 221 hectáreas ese año (INEGI 2005a, b).

Ecosistemas dulceacuícolas

Los principales ecosistemas dulceacuícolas naturales de México son sus 50 ríos más caudalosos (véase el capítulo 4 del volumen I de esta obra), sus 70 lagos y lagunas (sin contar las 137 lagunas costeras) y los demás ríos, tributarios, riachuelos y arroyos permanentes e intermitentes que existen en el territorio nacional (Arriaga *et al.* 2002). Satisfacer las muy diversas necesidades de los usuarios humanos del recurso hídrico, desde el consumo del agua potable, el riego de los cultivos y la producción de bienes por la industria hasta la generación hidroeléctrica, ha llevado a la sobreexplotación del agua de manera directa e indirecta y a la construcción de infraestructura hidráulica e hidroeléctrica (incluyendo 4 000 presas y represas). Estas actividades alteran los caudales (en su volumen, velocidad y calidad), la conectividad y hasta los cursos mismos de los afluentes. Estos factores, junto con las descargas contaminadas de los asentamientos, industrias y zonas agropecuarias han impactado los ecosistemas dulceacuícolas y su biodiversidad de tal manera que sus efectos acumulados han sido muy negativos y, en algunos casos, catastróficos (Arriaga *et al.* 2002; Carabias y Landa 2006; CNA 2007). La biodiversidad del delta del Río Colorado en Sonora, por ejemplo, incluye varias especies en peligro de extinción (entre ellas diversas especies endémicas) debido, sobre todo, al desvío y consumo de prácticamente todo el volumen de agua del río en las zonas de riego a lo largo de su curso en el vecino país del norte (Zamora-Arroyo *et al.* 2005). Las "pozas" de Cuatrociénegas, Coahuila, uno de los hábitats de agua dulce únicos en el mundo por sus características fisiográficas y biológicas, se encuentran en serio riesgo de desecación debido, sobre todo, a la extracción de agua del manto acuífero con fines de riego, además de su uso como abrevaderos para el ganado. Esta conjunción de factores aumenta el riesgo para sus diversas especies endémicas, incluyendo nueve especies de peces dentro de categorías de riesgo en la NOM-059-SEMARNAT-2001 (Abell *et al.* 2000; Semarnat 2002; WWF 2006, 2007). Otros ecosistemas dulceacuícolas de México cuya biodiversidad se encuentra bajo severas presiones son los ríos y lagos de la Cuenca Lerma-Santiago-Chapala (desde su origen en el Estado de México, pasando por la región del Bajío y el Lago de Chapala, hasta su desembocadura en el estado de Nayarit); los ríos Yaqui y Mayo en Sonora; el Río Nazas en Durango, y el Río Bravo a lo largo de la frontera entre México y Estados Unidos, entre muchos otros (Arriaga *et al.* 2002).

Además de las presiones antes descritas, los ecosistemas dulceacuícolas y su biodiversidad también se encuentran bajo amenaza por usos extractivos como la recolección, caza y pesca de sus especies de interés comercial (incluyendo crustáceos y avifauna), por la introducción de especies exóticas (véase más adelante) y por las obras de canalización, entubamiento, desvío y drenaje (Arriaga

et al. 2002; Semarnat 2003b; Medellín Milán 2003; Carabias y Landa 2006).

De todos los grupos taxonómicos cuyas especies se encuentran bajo riesgo en México, los peces de los ecosistemas dulceacuícolas están especialmente amenazados, y se considera que 11 especies quizá ya se extinguieron en el medio silvestre (Espinoza-Pérez *et al.* 1998; Arriaga *et al.* 2002; Semarnat 2002; Conabio 2007). Muchas de estas especies son (o eran) endémicas de México, restringidas a hábitats muy aislados como los lagos a lo largo del Eje Neovolcánico (incluyendo el Lago de Chapala, el Lago de Catemaco, así como los lagos-cráter del Valle de Santiago), los cenotes y cuevas de la Península de Yucatán, las "pozas" desérticas de Cuatrociénegas, Coahuila, y los oasis de Sonora y de la Península de Baja California. Asociadas a estos cuerpos de agua también existen especies endémicas de anfibios, reptiles, plantas, rotíferos y de otros grupos, muchas de estas también bajo diversas categorías de riesgo (Arriaga *et al.* 2002; Aguilar 2003). Un excelente diagnóstico de la situación de los peces en los cuerpos de agua dulce de las zonas áridas del país (Contreras y Lozano 1993) indica que en Sonora y la Comarca Lagunera, al menos, 92 manantiales y 2 500 km de ríos se han secado, al tiempo que las aguas superficiales han disminuido y los mantos freáticos se encuentran a mayor profundidad. Aunado a esto, se conocen aproximadamente 200 especies de peces de agua dulce en esa región, de las cuales 120 están amenazadas y 15 extintas debido al impacto antropogénico. Asimismo, la salinización del bajo Río Bravo ha causado un cambio de 32 especies nativas dulceacuícolas o salobres a 54 especies principalmente marinas o de una alta tolerancia a la salinidad, con lo que se observa ahora que diversas especies marinas penetran hasta 400 km aguas arriba.

Otro factor importante de conversión de los ecosistemas naturales que ha venido incrementándose en las últimas décadas es el desarrollo de las zonas urbanas. Se calcula (inegi 2005b) que el área cubierta por este uso del suelo había llegado a 1.11 millones de hectáreas en 1993, y a 1.26 millones en 2002. Estas estadísticas, sin embargo, no reflejan el hecho de que los asentamientos urbanos tienen un impacto extendido con manifestaciones diversas, que van más allá de lo que se insinúa por el área cubierta por las ciudades. Una forma indirecta de hacer patente este efecto de la expansión urbana es mediante la profusión de fuentes de luz artificial nocturna que crecientemente cubren el territorio nacional. Los mapas de la figura 1.8 muestran que en el periodo 1993-2003 se desencadenó una notable proliferación de luces, representativas de la expansión de asentamientos humanos, las cuales se hicieron evidentes en gran parte del territorio nacional. La imagen de 2003 presenta la expansión de luces en particular en el sureste del país (Chiapas), así como en la Península de Yucatán. Además es evidente un incremento en la densidad de luces en el Eje Volcánico Transversal, un área reconocida por su importancia en términos de biodiversidad, en particular por la concentración de endemismos (véase el capítulo 12 del volumen I de esta obra). Un aspecto de este fenómeno que sobresale es que la proliferación de áreas con iluminación artificial nocturna está ocupando áreas adyacentes a las áreas naturales protegidas del país, así como áreas detectadas como prioritarias para la conservación por la Conabio (véase el capítulo 9 de este volumen). El primer análisis cuantitativo de esta sobreposición y la trayectoria de cambio de esta contaminación lumínica se muestra en el recuadro 1.3.

Un análisis de los factores que amenazan a las especies animales de México (considerando todos los ecosistemas) con base en las listas rojas de la uicn (2004) sugiere que la destrucción del hábitat y la extracción directa son las causas principales de impacto (Fig. 1.9). Por otra parte, se puede ver (Fig. 1.4) que el impacto de estos factores próximos, de gran incidencia en el pasado y hoy día, también se proyecta como un factor importante hacia el futuro en prácticamente todos los ecosistemas.

Si bien es evidente que la destrucción del hábitat es un factor directo de pérdida de especies y poblaciones, es difícil estimar las tendencias de esta relación de cara al futuro. Un enfoque tradicional para acercarse a ese tipo de estimaciones, aunque aún debatido, es por medio de la relación especies (S)-área (A), derivada de la teoría de biogeografía de islas (MacArthur y Wilson 1967):

$$S = cA^z$$

donde c es una constante y z es la pendiente de la línea que relaciona A con S.

La aplicación de este modelo para inferir cambios en la riqueza de especies en función de la pérdida de área de hábitat requiere conocer *1*] la tasa de deforestación; *2*] el área del hábitat; *3*] la cuantía de especies, y *4*] el valor del exponente z. La aplicación de este modelo sería factible, al menos para algunos grupos de organismos de los cuales tenemos buen conocimiento sobre el número de especies existentes. Sin embargo, una de las grandes limitantes de este enfoque es que las predicciones de pérdida de especies corresponden a lo que ocurriría *en el momento de equilibrio* de la cantidad de especies que pueden

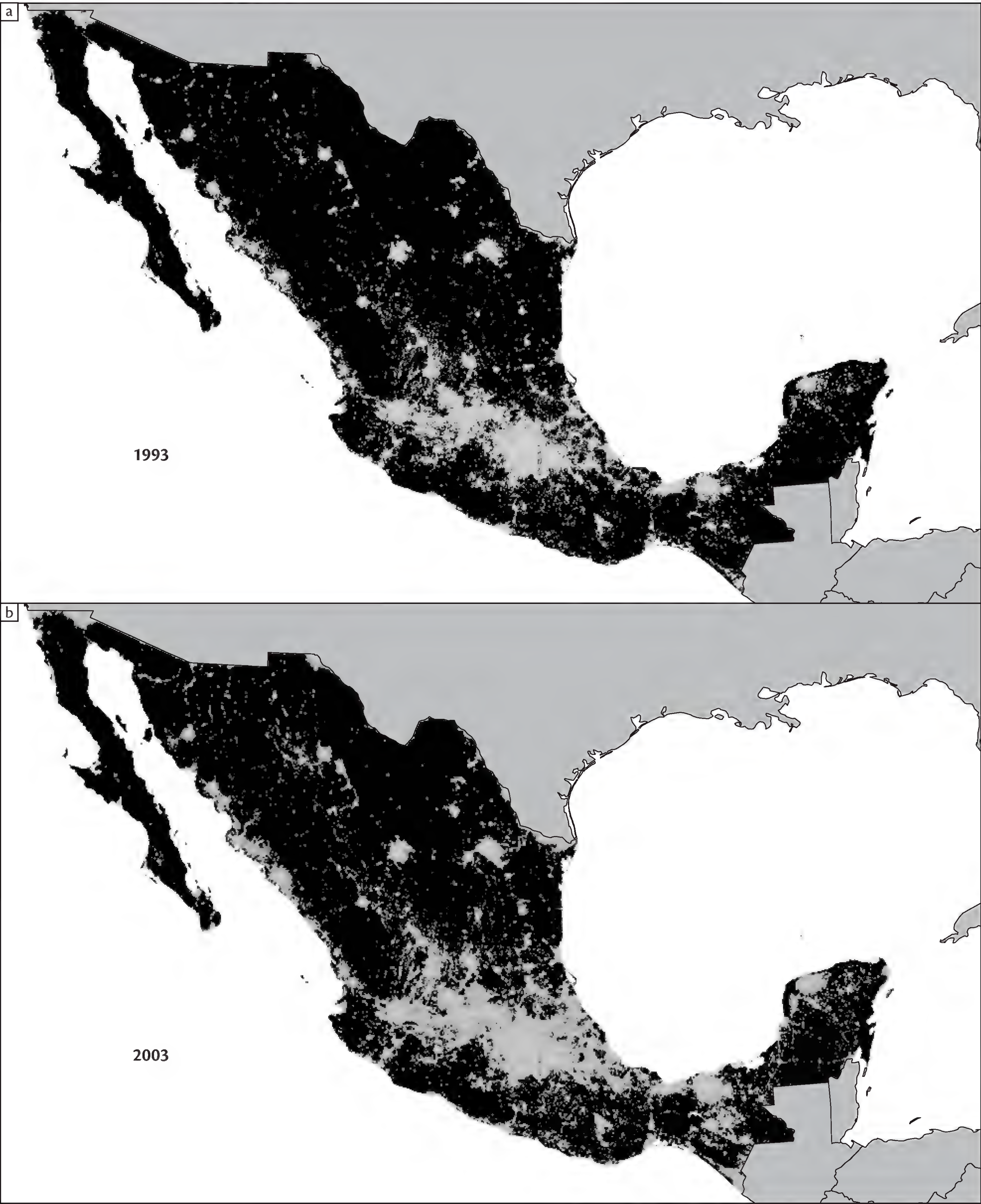


Figura 1.8 Distribución de luces nocturnas asociadas con asentamientos humanos en México en 1993 ***(a)*** y 2003 ***(b)***.
Fuente: NOAA's National Geophysical Data Center (2006).

caber en el área de hábitat remanente, el cual es difícil de inferir. Esto implica que, a lo mucho, el modelo sugiere el posible número de especies *destinadas a la extinción en algún momento* (*i.e.*, de equilibrio). Si bien de alcances limitados, algunos autores valoran el uso del modelo al menos para sugerir la magnitud de extinción esperable. Un ejercicio de este tipo, aplicado a la Selva Lacandona (Mendoza y Dirzo 1999), en el cual se estima la existencia de 4 300 especies de plantas vasculares, con una tasa de deforestación de 1.6% anual y con exponentes z de 0.15 y 0.35 (el ámbito de variación conocido a partir de docenas de estudios) genera escenarios de entre 50 y 90 por ciento de especies de plantas destinadas a la extinción (en el momento de equilibrio) si el ritmo de deforestación continuase igual hasta el año 2100.

Otra manera de medir las tendencias actuales de la biodiversidad en un nivel específico es mediante la comparación de las distribuciones reales conocidas de ciertos grupos de animales con las distribuciones pasadas, para así obtener datos y mapas de extinciones locales de poblaciones y, potencialmente, de especies. Este ejercicio se ha efectuado a una escala continental para 173 especies de mamíferos y se ha comprobado la extinción local de muchas de estas en grandes zonas dentro de sus distribuciones originales, a causa del cambio de uso del suelo, la sobrecaza y la urbanización o el crecimiento de la población humana (Ceballos y Ehrlich 2002). Estos datos muestran la extinción local de entre una y seis especies de mamíferos

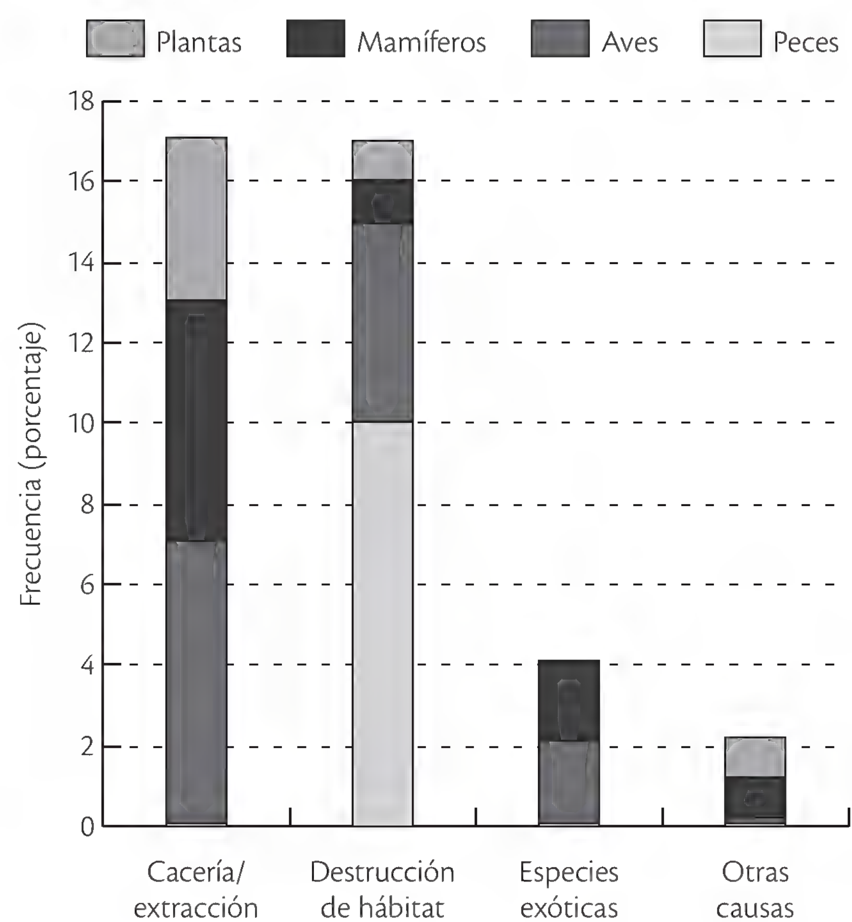


Figura 1.9 Factores próximos responsables de la amenaza a especies de plantas y tres grupos de vertebrados de México.

del conjunto de cuadrantes de referencia (2 × 2 grados) en los que se divide México, tendencia que continúa en la medida en que los factores causantes siguen vigentes.

Algunas de estas extinciones ya rebasaron el ámbito local o regional: a escala nacional, de 1600 a la fecha se ha

Recuadro 1.3 La proliferación de luces nocturnas: un indicador de actividad antrópica en México

Juan Carlos López Acosta • Andrés Lira-Noriega • Isabel Cruz • Rodolfo Dirzo

El aumento descontrolado de la actividad humana se ha convertido en el principal factor de cambio de los ecosistemas, ocasionando problemas ambientales sin precedentes en el planeta, y México no es la excepción. Factores como el crecimiento de la población humana, el aumento en la actividad económica, el consumo de bienes y servicios per cápita, así como la necesidad de nueva infraestructura para el desarrollo humano han sido catalizadores directos para la degradación de las áreas naturales (Liu *et al.* 2003; Mikkelson *et al.* 2007). Esta creciente presión sobre los recursos naturales ha promovido la necesidad de desarrollar indicadores que evalúen el impacto humano sobre los ecosistemas.

Un parámetro que podemos asociar con la actividad humana es la presencia y proliferación de luces nocturnas, en tanto que estas son un reflejo directo de infraestructura y actividad humana. Este parámetro tiene la ventaja de poder ser detectado de manera económica y periódica, siendo el único indicador de actividad humana que puede ser medido, con buena resolución, desde el espacio (Eldvidge *et al.* 2007). Se ha argumentado que su análisis puede utilizarse como una herramienta exacta, económica y contundente para determinar la distribución de áreas de desarrollo de la actividad humana (Eldvidge *et al.* 2007), y puede reflejar una medida de presión antropogénica espacial y temporal sobre las áreas naturales, incluyendo aquellas que se encuentran en algún esquema de protección.

Desde 1993 existe un sensor satelital que tiene la capacidad de identificar los puntos de luz nocturna en todo el mundo,

Recuadro 1.3 [*continúa*]

el U.S. Air Force Defense Meteorological Satellite Program (DMSP)-Operational Linescan System (OLS), cuyos datos son procesados por el NOAA/NGDC (National Oceanic and Atmospheric Administration's National Geophysical Data Center). Este sensor ha sido extensamente utilizado para realizar mapeos de áreas urbanas, y se han encontrado relaciones significativas entre presencia y densidad de luces con factores socioeconómicos como densidad de población y producto interno bruto (Doll *et al.* 2000; Sutton *et al.* 2001; Balk *et al.* 2004). Estas correlaciones se han encontrado tanto a escala global como regional (p. ej., Sutton *et al.* 2001; Amaral *et al.* 2007). En este estudio presentamos un análisis preliminar sobre el cambio espacio-temporal de las áreas influenciadas por las luces en la República mexicana basado en las imágenes DMSP-OLS. En particular, nos dedicamos a observar la trayectoria de cambios en la cobertura espacial de luces en todo el territorio mexicano, así como en algunas áreas protegidas (AP) y biomas en tres años (1993, 1998, 2002). Este análisis es complementario de la discusión e ilustración acerca de la proliferación de luces que se presenta en este capítulo (Fig. 1.8). La figura muestra la presencia e influencia de luces nocturnas en una buena parte de la superficie continental de la República mexicana, consecuencia de actividades antrópicas.

Para la realización de este ejercicio hicimos cálculos y comparaciones de las áreas con influencia de luces nocturnas en la República mexicana correspondientes a los años 1993, 1997 y 2002, utilizando las coberturas de luces nocturnas estables libres de nubosidad del DMSP-OLS y procesadas por el NGDC/NOAA (disponibles en <*http://www.ngdc.noaa.gov/dmsp/global_composites_v2.html*>). Las imágenes fueron convertidas a polígonos con una proyección cónica conforme de Lambert para realizar el cálculo de áreas. Todos los cálculos se hicieron considerando exclusivamente la superficie continental del territorio nacional con base en el mapa de las ecorregiones nivel 4 de México (INEGI, Conabio e INE 2007), excluyendo las islas y la superficie marina de las AP cuando su delimitación se extiende por fuera de la línea de costa. Para los cálculos de las luces en las AP se utilizó la cobertura de la superficie del AP en cuestión, ensamblada para el análisis de vacíos y omisiones en conservación y especialmente editada para evitar duplicaciones o triplicaciones en la estimación del área protegida debido al sobrelapamiento de las áreas federales, estatales y municipales (véase el capítulo 16 de este volumen). Para determinar el cambio en la presencia de luces en los diferentes ecosistemas se usaron las ecorregiones nivel 1 de la Comisión de Cooperación Ambiental.

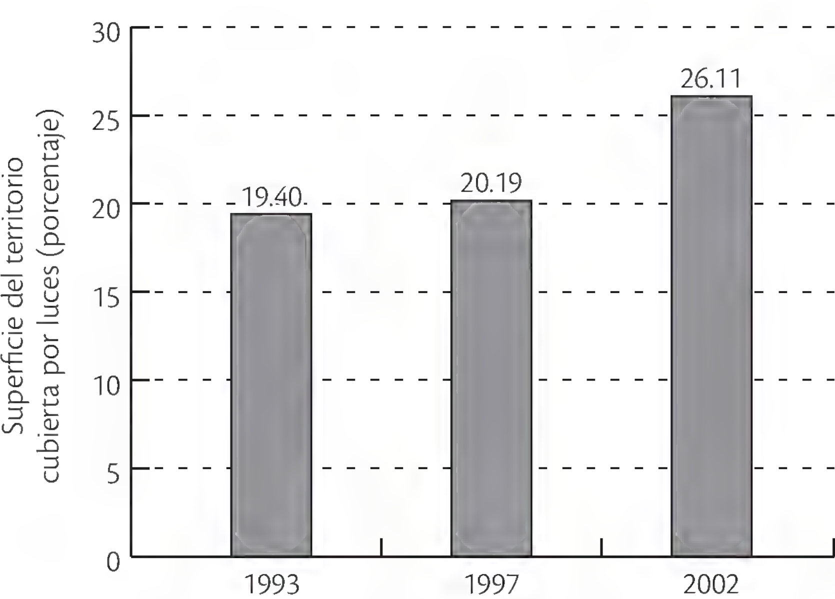


Figura 1 Cobertura de luces en los años 1993, 1997 y 2002.

Nuestro análisis muestra que este indicador de la actividad antrópica ha tenido una trayectoria de crecimiento importante en el periodo analizado, pero este crecimiento es particularmente notable en el periodo 1997-2002. La tendencia temporal mostrada en la figura 1 indica que el área con influencia de luz se ha incrementado desde 1993 a una tasa de 14 787 km^2/año (Fig. 1). Esta cobertura de luces es mucho mayor a los 12 700 km^2 de área cubierta por zonas pobladas en 2002 (véase el capítulo 2 de este volumen), según la carta de suelo y vegetación del INEGI (serie III), lo cual evidencia que las ciudades, a pesar de ocupar relativamente poca superficie, pueden ejercer una influencia desproporcionada en su entorno, detectada por la presencia de luces.

Las áreas que son prioritarias para la conservación, como las AP continentales, no están exentas del aumento de la cobertura de luces. Al analizar el curso temporal de la cobertura de luces en las AP de jurisdicción federal, estatal o municipal, encontramos que el área de luces nocturnas se ha incrementado a una tasa de 813.41 km^2/año en el periodo 1993-2002, de tal manera que en 2002 14% de estas AP estaba cubierta por luces estables.

Dada la diferencia en el incremento del área de luces en el total nacional, comparada con el incremento en las AP (14 787 frente a 813.4 km^2/año), este análisis sugiere que la instalación de las AP es un instrumento útil, más no definitivo, en la contención de la actividad antrópica. Sin embargo, existe una gran variación en el registro de luces sobre las AP analizadas. Por ejemplo, si tomamos las 15 AP con mayor superficie en

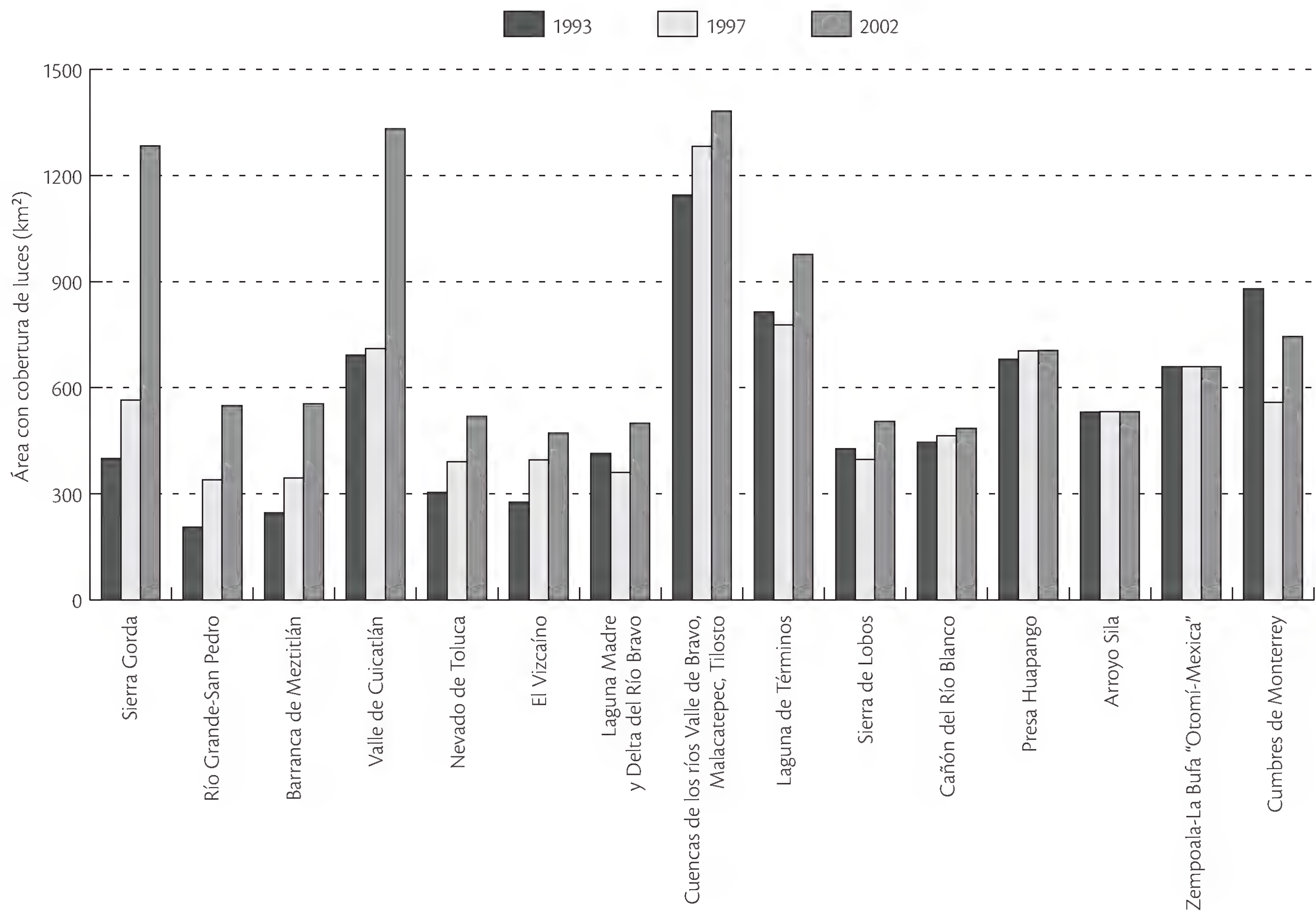


Figura 2 Cobertura de luces en las 15 ANP con mayor superficie en México durante los años 1993, 1997 y 2002.

México (Fig. 2), encontramos que existen áreas como la Sierra Gorda que han aumentado más de tres veces su área iluminada; la reserva de Río Grande-San Pedro y la Barranca de Meztitlán han aumentado en más de dos veces. Por el contrario, zonas como las de Arroyo Sila, Zempoala y La Bufa "Otomí-Mexica" prácticamente no han cambiado en cuanto al área cubierta con luces; incluso el área de Cumbres de Monterrey mostró una tendencia a la disminución del área iluminada.

Al comparar las coberturas de luces con los mapas de las ecorregiones de nivel I encontramos que hay ecosistemas con mayor presión antrópica: las selvas cálido-secas mostraron un aumento de 1.6 veces en la cubierta por luces al pasar de 2 341.2 km^2 en 1992 a 3 700 km^2 en 2002, mientras que las selvas cálido-húmedas aumentaron 1.5 veces al pasar de 2 669 a 3 954 km^2 en el mismo periodo. Este hallazgo del aumento de cobertura en luces en las selvas de México coincide con los análisis típicos de cambio en cobertura vegetal, utilizando como base de información las tres ediciones de la *Carta de uso actual del suelo y vegetación* y la *Carta de vegetación primaria potencial* del INEGI, la cual señala que las selvas han sido los ecosistemas terrestres que han sufrido las mayores transformaciones y afectaciones por las actividades humanas (véase el capítulo 2 de este volumen).

En este análisis hemos señalado la tendencia en el aumento de la cobertura de luces en México, sin embargo, dada su correlación directa con factores socioeconómicos-ambientales, la potencialidad de esta herramienta es mayor, y puede ayudar a comprender y prevenir los efectos del desarrollo. Realizar el análisis de la cobertura de luces nocturnas nos es útil para tener un marco general de la presencia y el impacto potencial de la actividad humana sobre los ecosistemas. Son necesarios mayores estudios para conocer el comportamiento de los ecosistemas con esta influencia. Con las calibraciones adecuadas, este método nos permitiría detectar cambios a distintas escalas y tener seguimiento de las áreas prioritarias, y podría ser incluido en las acciones que evalúan los esfuerzos para la conservación de nuestro país.

documentado la extinción de 56 especies (véase el capítulo 10 del volumen I). De éstas, al menos 30 especies de vertebrados se extinguieron en México durante el último siglo incluyendo, entre otras, el bisonte (*Bison bison*), el oso gris (*Ursos arctos horribilis*), el carpintero imperial (*Campephilus imperialis*), el cóndor de California (*Gymnogyps californianus*; esta especie ha sido reintroducida en Baja California, aunque su permanencia es aún muy precaria), el salmón del Río Colorado (*Ptychocheilus lucius*), el zanate de Lerma (*Quiscalus palustris*) y la nutria marina (*Enhydra lutris*), otrora abundante en las costas de Baja California (Conabio 2008). Actualmente, la NOM-059-SEMARNAT-2001 considera 2 583 especies mexicanas bajo alguna categoría de riesgo (Semarnat 2002).

Además, la remoción de millones de hectáreas de vegetación natural ha menguado los procesos ecológicos subyacentes a los servicios ambientales (de los cuales depende la especie humana; capítulo 4 de este volumen), conduciendo a trastornos regionales y locales del clima y del ciclo hidrológico, mayor vulnerabilidad ante los eventos hidrometeorológicos extremos, erosión del suelo y contribuciones muy elevadas a las emisiones globales de gases de efecto invernadero (Masera *et al.* 1997; Semarnat 2006a), con secuelas de dimensiones incalculables para la biosfera y la sociedad humana (ma 2005b; ipcc 2007).

Además de la destrucción del hábitat otros factores tienen un papel importante en el cambio de la biodiversidad, incluyendo la extracción de organismos, las especies exóticas y los contaminantes. Si bien otros capítulos presentan análisis específicos de estos factores de cambio, aquí incluimos una reseña breve, como parte de nuestra descripción general de los factores próximos responsables de las tendencias de cambio de la biodiversidad.

1.3.2 Extracción

La figura 1.4 sugiere que cerca o inmediatamente después de la transformación del hábitat viene la extracción y sobreexplotación directa. Es previsible que en el futuro este factor tenga una proyección menor en algunos casos, en parte debido a que simplemente el recurso habrá llegado a un grado de escasez tal que impida su explotación. Tal podría ser el caso de las pesquerías y de la extracción de maderas preciosas en algunas zonas tropicales del sureste. Naranjo y Dirzo *et al.* (en este volumen) presentan un análisis detallado de la magnitud y trayectorias de las extracciones de flora y fauna, por lo que aquí solo abordamos algunos aspectos generales.

La información disponible sugiere que la extracción directa se manifiesta con gran intensidad en sistemas acuáticos, principalmente marinos y de agua dulce. México es un país pesquero por tradición, que ha ocupado en los últimos cinco años el lugar 16 en el mundo, con un promedio de 1.45 millones de toneladas. No obstante, en la Carta Nacional Pesquera se consigna que de 75 unidades de manejo, 45 (60%) han alcanzado su rendimiento máximo (completamente explotadas) y en 20 (26.6%) se registra sobreexplotación de los recursos pesqueros (Sagarpa 2004). Lo anterior significa que 86.6% de nuestras unidades pesqueras marinas ya no pueden sufrir ningún incremento en su producción y muchas de ellas requieren acciones de manejo y protección para detener su deterioro. La sobrepesca en algunas lagunas costeras ha diezmado poblaciones de camarón, ostión y de otras pesquerías comerciales de gran importancia económica local y nacional (Olmsted 1993; López Portillo y Ezcurra 2002; Moreno Casasola *et al.* 2002; Carrera y De la Fuente 2003). Para 56 (84%) de los 65 cuerpos de agua dulce de mayor tamaño de México se desconoce el impacto de la actividad pesquera en las poblaciones naturales de las pesquerías comerciales. Para los nueve restantes se sabe que tres (5%) tienen poblaciones en deterioro, dos (3%) han alcanzado su rendimiento máximo sostenible y solo cuatro (8%) tienen potencial para incrementar el esfuerzo pesquero (Semarnat 2005a).

La pesca marina es una actividad extractiva que altera la composición de las comunidades en varios aspectos, incluyendo los niveles tróficos, grupos funcionales y la dinámica de poblaciones de todas las pesquerías comerciales, y de todas aquellas especies comúnmente atrapadas de manera accidental en las redes. Esta "captura incidental" incluye las tortugas marinas, los delfines, la vaquita marina, la totoaba y otras especies en alguna categoría de riesgo de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2001, en muchos casos llevadas al borde de la extinción local (Semarnap 2000; Semarnat 2002, 2005a; inp 2007). Se consigna que en otros casos, como los tiburones, el merlín y los peces espada y vela, la alta presión de las actividades pesqueras (sobre todo las deportivas), por encima de lo que puede reponer el crecimiento poblacional de las mismas, las está llevando a la categoría de al borde de la extinción (Conapesca-inp 2004).

En el ámbito terrestre, si bien algunas fuentes señalan un deterioro en la biodiversidad de los ecosistemas terrestres debido a la actividad forestal, este efecto se debe más a las pautas poco sustentables de dicha explotación que a los volúmenes de productos forestales extraídos

(Calva 1989; Jardel 1998). De hecho, en el periodo 1990-2004 se ha extraído anualmente un volumen relativamente bajo, en promedio de 7.5 millones de metros cúbicos de madera en rollo (con un ámbito de variación relativamente pequeño, que va de 6.5 millones, en 1995, a 9.5 millones, en 2000), cifra que representa, en promedio, solo de 60 a 70 por ciento del volumen anual autorizado mediante permisos de aprovechamiento (mismo que oscila entre 10 y 15 millones de metros cúbicos), y que representa, además, menos de 25% del incremento anual de biomasa leñosa, estimado en 30.6 millones de metros cúbicos (Semarnap y UACH 1999). No obstante, es preciso señalar que en adición a la extracción comercial, el volumen de madera extraído mediante la tala ilegal se calcula entre 3 y 5 millones de metros cúbicos según la Semarnat (2006a, p. 124), aunque otras fuentes sugieren que este volumen es subestimado, y se argumenta que es cercano a los 13 millones de metros cúbicos por año (Torres Rojo 2004). Además, el uso de leña para combustible en el ámbito rural (donde representa la fuente principal de energía doméstica, así como para diversos usos de producción artesanal) se estima en un volumen anual de alrededor de 37 millones de metros cúbicos de madera, aunque una parte muy importante de este volumen es de madera muerta (Semarnap y UACH 1999, p. 9). Aun así, es probable que a escala nacional, con excepción de la estimación de Torres Rojo (2004), estas cifras de aprovechamiento no representen una presión desmedida sobre el recurso; por desgracia, estos aprovechamientos tienden a concentrarse en regiones o en ecosistemas con superficies relativamente circunscritas. Por ejemplo, la mayor parte del volumen de madera aprovechada legalmente proviene de solo cinco estados: Durango, Chihuahua, Michoacán, Oaxaca y Jalisco, que producen casi 75% del total, casi todo a partir de los bosques de pino, de pino y encino, y de oyamel, que representan más de 95% de la superficie aprovechada (Semarnat 2006a). Estos datos indican que la presión de extracción sobre estos ecosistemas, su biodiversidad y servicios ambientales es considerable (más detalles en el capítulo 5 de este volumen).

Por otra parte, una gama de especies silvestres mexicanas se exportan ilegalmente a países europeos (Austria, Bélgica, Holanda y la República Checa), asiáticos (Japón) y a Estados Unidos. El caso más notable es el de las cactáceas; actualmente se venden unos 7 a 8 millones de especímenes por año en el mundo, con un valor aproximado de hasta 2 000 dólares por ejemplar (véase el capítulo 5 de este volumen).

1.3.3 Especies invasoras exóticas

La figura 1.4 indica que las especies invasoras representan un factor de cambio menor en sistemas de alta diversidad, en particular las selvas húmedas (Dirzo y Raven 2003), mientras que en otros, en particular en sistemas acuáticos y sobre todo en las islas, son el factor predominante del cambio, al parecer de mayor importancia incluso que la transformación del hábitat en algunas instancias.

La presencia e impacto de especies exóticas es más conspicua en los ecosistemas de las aguas continentales. Por ejemplo, existe un gran número de moluscos invasores en el país, algunos de los cuales han causado grandes daños a la agricultura (arroz, café, etc.) y otros que no solo han desplazado a varias especies endémicas de sus hábitats naturales, sino que son portadores de tremátodos que matan a los peces al invadir sus branquias, dejan ciegas a las aves y afectan también a los humanos. En el caso de los peces el panorama es crítico, ya que de las 510 especies de agua dulce, en la NOM-059-SEMARNAT-2001 hay 169 en alguna categoría de riesgo, incluyendo 69 en peligro de extinción, 69 amenazadas y 20 que requieren protección especial. Las causas principales de su estado de amenaza son las alteraciones de hábitat (35%), el abatimiento de los niveles de agua (34%) y la presencia de especies exóticas/invasivas (31%). La importancia relativa de las especies introducidas en este caso es entendible al considerar que el número de especies exóticas de peces en México, hasta 2004, era de 115 (Contreras-Balderas *et al.* 2004). Los efectos económicos de estas invasiones apenas se empiezan a evaluar, pero podrían tener repercusiones graves como la pérdida de las cosechas de camarón (véanse los capítulos 5 y 6 de este volumen). De la misma manera, los peces diablo (Loricariidae) han perjudicado la pesca de tilapia en la presa Infiernillo, Michoacán, en 80%, causando pérdidas de un monto aproximado de 36 millones de pesos anuales, y dejan desempleados a 3 600 pescadores, con lo que se ve afectada una población de 46 000 personas (Mendoza *et al.* 2007). En otros casos, las repercusiones podrían llegar al extremo de provocar un embargo comercial.

Si bien el caso de los peces es notable, en muchos otros grupos se han presentado extinciones derivadas de la presencia de organismos exóticos invasores y se considera que esta situación ha ido en aumento, al punto de que actualmente están involucrados en la extirpación de especies nativas en más de 100 localidades dispersas en el país (véase el capítulo 5 de este volumen).

Además, el transporte marítimo de carga y de pasaje-

ros incluye la "contaminación" biótica de ecosistemas marinos con especies de flora y fauna de mares muy distantes, introducidas en ecosistemas ajenos por la descarga del agua de lastre. Más de 10 000 millones de toneladas de agua de lastre son transportadas anualmente por los barcos de todo el mundo, llevando consigo cada día alrededor de 3 000 especies marinas. La homogeneización biótica de los mares que provoca su descaraga conlleva el riesgo de introducir especies exóticas altamente invasivas (IMO 1999; Sommer 2006). Estas incluyen el mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*), nativo del Mar Negro, un pequeño molusco que llegó a los Grandes Lagos del continente norteamericano a finales de los años ochenta y que fue detectado en los ríos Hudson y Misisipi en los noventa (Sommer 2006), por lo que es probable su pronta aparición en aguas salobres mexicanas. Asimismo, el virus del cólera (*Vibrio cholera*), ha sido transportado en agua de lastre desde su nativa Asia hasta las costas de México, y también se encuentran en aguas mexicanas especies de algas unicelulares como los dinoflagelados tóxicos (p. ej., *Alexandrium* spp., *Gymnodium* sp.), que amenazan con contaminar los mariscos y enfermar a quienes los comen (IMO 1999).

Un aspecto relacionado con el tema de las especies invasoras es el posible impacto de los organismos genéticamente modificados. La información disponible es aún muy limitada para intentar un diagnóstico, además de que este tema se trata, aunque con otros énfasis, en el capítulo 7 de este volumen.

1.3.4 Contaminantes

Las consecuencias de la incorporación de sustancias exógenas, nutrientes y contaminantes parece estar mejor documentada en el caso de los sistemas acuáticos en general, y en el de los costeros en particular, pero esto más bien podría reflejar falta de conocimiento que una importancia menor en el caso de los otros ecosistemas. Por ejemplo, los manglares sufren contaminación orgánica derivada de las industrias de la alimentación y bebidas, la papelera, la textil y la azucarera, así como por aguas residuales municipales sin tratamiento adecuado y por agroquímicos y estiércol lixiviados de campos agropecuarios. En consecuencia, muchos humedales están muy afectados por los procesos concomitantes de eutrofización ocasionados por esta contaminación. Otros humedales, sobre todo en el sureste del país, se encuentran contaminados por metales pesados, solventes e hidrocarburos derivados de las actividades petrolera, petroquímica, química y otras industrias (Carabias y Landa 2006). Por otra parte, el mar hace las veces del mayor cuerpo receptor para los efluvios y contaminantes generados en todos los continentes. Ya existe en el Golfo de México una amplia "zona muerta", contaminada por una mezcla tóxica de sustancias químicas y agroquímicos, llevada al mar por el Río Misisipi, en Estados Unidos (PNUMA 2005).

Por otra parte, los arrecifes coralinos, los ecosistemas marinos más exuberantes en términos de biodiversidad (pero entre los menos abundantes, en términos de su superficie relativa), aunque son muy importantes en los ciclos de vida de un gran número de especies pesqueras comerciales, han sido afectados por la contaminación derivada del desarrollo de infraestructura hotelera, portuaria y costera, mediante la sedimentación, las descargas de aguas negras, grasas, solventes, etc., además del acarreo de sedimentos por los ríos (producto de la deforestación de las cuencas altas) y la contaminación proveniente de los asentamientos humanos costeros. Todo esto se suma a la destrucción física debida a su uso para el anclaje de embarcaciones, a actividades turísticas no sustentables o sin control adecuado, así como a la producción de artesanías y aun de materiales para la construcción (UNEP-WCMC 2006).

Los cuerpos de agua naturales siempre han sido utilizados como una vía para llevar las excretas humanas y las aguas utilizadas en los hogares, las industrias y en la producción agropecuaria lejos de los asentamientos y demás sitios de producción, no obstante la incompatibilidad de este uso con su otra función principal, la de proveer agua potable para las personas. De acuerdo con la Comisión Nacional del Agua, la mayoría de los ríos y lagos del país padecen algún grado de contaminación (CNA 2002). Si bien se han hecho esfuerzos durante los últimos años para aumentar el caudal de aguas tratadas, el volumen sigue siendo solo una fracción mínima del total generado (Semarnat 2006a). Además de la contaminación, que reduce la calidad del agua para la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos (y para la flora y fauna de los ecosistemas terrestres en las riberas de los cuerpos de agua), la extracción para uso humano (sobre todo como agua potable y para riego) ocurre la mayor parte de las veces a tasas por encima de la de recarga natural, lo que reduce la superficie y el volumen del cuerpo de agua (como en el caso del Lago de Chapala). Por otra parte, la CNA informa que 104 de los 653 acuíferos del país se encuentran sobreexplotados, la mayoría de ellos asociados a zonas de riego y centros urbanos importantes en el centro y norte del país (CNA 2007). Aunado a estos problemas, la cons-

trucción de infraestructura hidráulica altera los patrones temporales y espaciales del flujo de agua por las cuencas, afectando a diversos organismos acuáticos en su dinámica y desplazamiento poblacional (peces, aves acuáticas, crustáceos, etc.). Asimismo, la deforestación y erosión del suelo provocadas por prácticas no sustentables de usos del suelo aportan abundantes cantidades de sedimentos a los cuerpos de agua, aumentando su contaminación y eutrofización, a la vez que provocan su azolvamiento (Carabias y Landa 2006). La contaminación de origen orgánico e inorgánico es un importante factor de deterioro para la flora y fauna terrestres y acuáticas. En el caso de la contaminación de origen inorgánico, las concentraciones de metales pesados como el plomo y cromo, que se han registrado recientemente en regiones como el Golfo de México, superan hasta en 20 órdenes de magnitud los niveles detectados dos décadas atrás.

1.3.5 El cambio climático

La aplicación de varios modelos de circulación general al territorio de México (véase el capítulo 3 de este volumen; Villers-Ruiz y Trejo-Vázquez 1997) sugiere un impacto diferencial en términos del área propicia para el desarrollo y mantenimiento de los grandes tipos de vegetación (Fig. 1.4): un marcado efecto negativo en los ecosistemas de afinidad fría y templada (bosques de coníferas de altura, bosques mixtos y bosques mesófilos), y uno probablemente menor en los de afinidad cálido-húmeda (selvas secas y húmedas). Mientras que en los primeros se pronostica una reducción proporcional que va de intermedia (*ca.* 50%) a total (p. ej., en los bosques de coníferas de grandes elevaciones), en los últimos se pronostica una ausencia de cambio o incluso un incremento proporcional pequeño (5 a 10 por ciento). Sin embargo, estos datos deben verse con cautela, dada la poca resolución espacial de los modelos de circulación general (GCM) aplicados en una escala correspondiente a la del territorio nacional. Por otra parte, con base en los cambios generales predichos en la precipitación (reducción) y temperatura (aumento) promedio anuales en México, podemos esperar un aumento en la severidad de los incendios forestales y la sequía en muchas partes de la República.

Por otra parte, dados los efectos complejos del cambio climático global sobre la frecuencia y severidad de las tormentas, aún no es posible predecir con certidumbre la magnitud de los cambios en los huracanes e inundaciones. De cara al futuro, puede preverse que, de seguir la tendencia de cambio climático antropogénico proyectada actualmente, el cambio climático podría ser uno de los factores directos de mayor impacto sobre la biodiversidad (Fig. 1.4).

Con este breve resumen de los factores directos que influyen en la biodiversidad, se hace patente que las pautas de desarrollo económico del país han dejado (y siguen dejando) huellas importantes en la existencia y distribución de la biota del país.

1.3.6 Costos y transacciones

México, país abastecedor de materias primas a la España imperial durante tres siglos, y hoy plenamente incorporado a las pautas de desarrollo convencional y al mercado global de recursos naturales, bienes transformados y mano de obra, así como productor y exportador de combustibles fósiles, ha experimentado de primera mano prácticamente todos los procesos de transformación y deterioro del medio ambiente, los recursos naturales, la biodiversidad y los servicios ambientales (Fig. 1.4) que han conllevado las interacciones y transformaciones económicas hasta ahora implícitas en dicho desarrollo. Estos costos ambientales del desarrollo tampoco han estado acompañados por las mejoras socioeconómicos esperadas, ya que el país ha experimentado resultados muy desiguales en cuanto a la generación y el reparto de la riqueza material y en los niveles de bienestar, los supuestos motivos de este “desarrollo” (Challenger 1998).

Si bien los cambios en la biodiversidad han traído beneficios económicos y sociales (ganancias personales, producción de alimentos, etc.), estos no han sido equitativos entre diferentes geografías y sectores de la sociedad, y han incurrido en costos ambientales, pero la cuantificación de estas transacciones en nuestro país es extremadamente pobre. El pago de algunos de esos costos podría ser muy alto: por ejemplo, la restauración de manglares y humedales en general, o la reversión de las 2 583 especies amenazadas a una condición libre de riesgo de extinción. En algunos casos el daño es irreversible, como la extinción conocida de 56 especies mexicanas (véase el capítulo 10 del volumen I). Esto sugiere un costo ambiental y de oportunidad considerable. En términos económicos se ha calculado que en México los costos monetarios del deterioro ambiental (incluyendo los desastres naturales) son sustantivos, con un promedio anual para el periodo 1996-2004 de entre 9.5 y 10.5 por ciento del PIB, o alrededor de 500 000 millones de pesos (INEGI 2005a).

Los cambios en la biodiversidad han significado, ade-

más, pérdidas o afectación de servicios ambientales (véase el capítulo 5 de este volumen). La evidencia disponible sugiere que la capacidad de los ecosistemas mexicanos para proveer estos servicios en muchos casos está disminuyendo. Por ejemplo, en lo que se refiere a los servicios de provisión de los ecosistemas terrestres, se reconoce que las áreas aptas para el establecimiento de nuevas zonas agrícolas, si bien existen en el plano teórico, están llegando a su límite, y que lo que se requiere para aumentar la producción agrícola son nuevas pautas de producción basadas en la sustentabilidad ambiental, más que en la expansión territorial de la actividad (Jaimes García *et al.* 2001; Nadal 2002). En el caso de los ecosistemas marinos y costeros de México, la capacidad de expansión de la actividad pesquera también se está acercando a su límite, ya que solo 33% de ellas cuenta con potencial de desarrollo (INP 1998).

En términos de disponibilidad de agua, México se encuentra en una situación crítica. La calidad del agua apunta a situaciones de apuro: 80% de las descargas de centros urbanos y 85% de las descargas industriales se vierten directamente en los cuerpos de agua sin tratamiento previo (CNA 2005). Si bien el país realiza esfuerzos para mejorar esta situación, los logros alcanzados, aunque buenos, hasta ahora siguen siendo muy deficientes y son frenados por carencias tecnológicas, presupuestales y hasta de voluntad política, ya que el tratamiento de las aguas residuales, atribución de los gobiernos municipales, en pocas ocasiones se considera como uno de los temas más importantes de sus agendas políticas (Semarnat 2006b, 2008). Por otro lado, muchas de las técnicas actuales de producción agropecuaria y forestal están ocasionando procesos de degradación del suelo. Un estudio reciente encontró que 45% del territorio nacional está afectado por algún grado de degradación del suelo, que se manifiesta en distintas variables, incluyendo la reducción de la fertilidad, la salinización y la erosión hídrica y eólica. Si bien la mayor parte de esta superficie padece un grado ligero (23.2%) o moderado (19.7%) de degradación, 1.4% del territorio presenta una degradación del suelo severo y 0.9% tiene una degradación extrema (Semarnat-Colpos 2003).

Aunque se observa un decremento en los niveles de contaminantes atmosféricos en las principales ciudades del país, los niveles son aún elevados, sobre todo en el caso de las micropartículas suspendidas, el ozono (O_3), el monóxido de carbono (CO), el bióxido de azufre (SO_2), el bióxido de nitrógeno (NO_2) y los compuestos orgánicos volátiles. Dichos niveles no son adecuados para la protección de la salud humana y vegetal (Semarnat 2005a, 2006b).

1.3.7 Tendencias bidireccionales

Contrapuestas a los impactos negativos sobre la biodiversidad, que son los predominantes, hay tendencias en el sentido opuesto, hacia la conservación de la biodiversidad, que también tienen causas próximas y de raíz. Dado que en el país estas tendencias son más débiles que las del deterioro (aunque no siempre es el caso en el ámbito local), no se analizan a detalle en este capítulo, ya que en la segunda parte de este volumen se examinan las estrategias de conservación. Además, otros capítulos de esta parte tocan el tema central del potencial de conservación de la biodiversidad fuera de las áreas naturales protegidas, con especial énfasis en los territorios indígenas (véanse los capítulos 13 y 15 de este volumen). Asimismo, es de destacar la notable tendencia, entre las comunidades rurales de México, a establecer programas de manejo y explotación forestal sustentable y certificación de sus productos (véase el volumen III de esta obra). Podemos referirnos a algunas de las acciones prácticas más destacadas en cuanto a revertir o frenar los impactos antropogénicos negativos.

La reforestación de las zonas deforestadas, sobre todo aquellas en donde existe una producción agropecuaria marginal o con tendencia productiva a la baja, o en las cuencas altas en donde la fuerza de la lluvia podría provocar la erosión del suelo cuesta abajo, es una actividad que ha cobrado una importancia y una efectividad cada vez mayores durante los últimos años, sobre todo en lo que se refiere a los esfuerzos gubernamentales. Después de varios años de intentos esporádicos, mal planeados e incluso mal concebidos, la reforestación en México llevada a cabo por el gobierno federal se impulsó de manera contundente a partir de 1995, con la creación del Programa Nacional de Reforestación (Pronare), operado por la entonces Semarnap (Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca). A partir de la transferencia del Pronare a la Comisión Nacional Forestal (Conafor) se ha observado una mayor producción de plantas nativas, mejores niveles presupuestarios, mejor colaboración interinstitucional (p. ej., con la Conabio), así como cambios sustantivos en las prácticas de reforestación y en los cuidados posplantación, que han permitido mejores tasas de sobrevivencia de los árboles, así como una superficie reforestada acumulada entre 1995 y 2005 de más de 1.8 millones de hectáreas (Semarnat 2006a). Tres progra-

mas de la Semarnat y la Conafor dirigidos a restablecer la cobertura de la vegetación en zonas deforestadas incluyen acciones para conservar y restaurar suelos, establecer plantaciones forestales con especies nativas o fomentar sistemas agroforestales en zonas abiertas al cultivo, entre otras. Por otra parte, existen programas enfocados al uso más sustentable de los ecosistemas forestales y de la biodiversidad, que incluyen el aprovechamiento forestal sustentable, la conservación y el aprovechamiento de la vida silvestre, el establecimiento de áreas naturales protegidas, las Unidades de Manejo Sustentable, el ecoturismo y programas de pago por servicios ambientales (PSA). Por ejemplo, el PSA se inició con una superficie incorporada de 126 818 hectáreas en 2003 y creció a 196 020 hectáreas en 2005 (Semarnat 2006c). La mayoría de estos esfuerzos son orientados hacia la mayor valoración económica de los ecosistemas, la biodiversidad y los servicios ambientales, en aras de hacer de la conservación y el uso sustentable de estos recursos una opción económicamente viable para la población rural. Si bien estas tendencias positivas son muy valiosas, resulta imperativo insistir en la importancia de promover y asegurar que los pobladores locales —los dueños de los ecosistemas— se beneficien de los ingresos económicos derivados del uso sustentable de sus recursos. El caso de las empresas forestales comunitarias es un ejemplo por demás notable de la protección del capital natural y la atención a la marginación socioeconómica de esas comunidades. Los resultados de estos programas aún no son capaces de contrarrestar las tendencias negativas predominantes, pero empiezan a arrojar resultados favorables, incluyendo una aparente reducción en la tasa de deforestación (Semarnat 2006c). No obstante, tales tendencias aparentes en el ámbito nacional tienen que sopesarse con otras situaciones, sobre todo en el ámbito regional. Por ejemplo, en algunas regiones la deforestación parece estar disminuyendo, lo cual se explica simplemente porque la vegetación remanente está totalmente deteriorada, al punto de que ya no es deforestable, o porque la vegetación está restringida a áreas del todo inaccesibles (Mendoza *et al.* 2005). Tal tendencia también puede deberse al abandono de las tierras por los emigrantes en algunos lugares, como la Sierra Gorda en Querétaro, aunque en otros esta migración tiene como efecto que los terrenos queden abiertos a la tala ilegal, como en el caso de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca (R. González, com. pers.).

Fuera del ámbito de las acciones gubernamentales, es preciso recordar que el conocimiento tradicional de tipo botánico y ecológico sigue vivo: aún se sigue manipulando y aumentando la diversidad genética y el germoplasma de los cultivos, y aun de las poblaciones de plantas silvestres y semidomesticadas (como los quelites, las calabacitas, los xonocostles y las pitayas) en las milpas, huertos y terrenos forestales de los campesinos, en especial de ciertas comunidades indígenas (Bye 1993; Casas *et al.* 1997; Lira y Caballero 2002). Además, muchas de estas comunidades poseen conocimientos tradicionales sobre la relación entre los ecosistemas y la disponibilidad del agua; tienen sistemas tradicionales de creencias religiosas y culturales relacionados con los ecosistemas, la flora y la fauna, o tienen sistemas comunitarios de conservación de los recursos naturales (véase el capítulo 15 de este volumen). Todo ello representa un arraigo cultural que se opone a las tendencias inherentes al modelo de desarrollo económico convencional que solo mide el valor del medio ambiente y los recursos naturales en el plano estrictamente material y monetario. Por último, existe una mejor y mayor conciencia pública sobre los temas de la conservación, y en general en relación con los problemas ambientales.

Si bien estas tendencias positivas son alentadoras, este capítulo hace evidente que el impacto antropogénico sobre la biodiversidad, en particular visto desde la perspectiva de los ecosistemas y sus servicios ambientales, ha sido considerable, y que las tendencias predominantes apuntan a una continuación de dicho impacto en el futuro. Es de esperarse que aun si los actuales procesos directos de deterioro ambiental cesan o disminuyen, las secuelas bióticas, en el sentido de las pérdidas de la biodiversidad, continuarán durante décadas o tal vez siglos. Este panorama se complica con el cambio climático global, que amenaza con cambiar los factores climáticos que en buena medida determinan la actual distribución de los ecosistemas, las especies y poblaciones, con resultados potencialmente desastrosos para una fracción importante de la biodiversidad nacional y los servicios ambientales que aporta a la sociedad del país. Es de esperarse, entonces, que los actuales esfuerzos incipientes que tienden a detener o aminorar las tendencias de cambio, a usar los recursos de manera sustentable y pretenden restaurar la cobertura vegetal aumenten en extensión e intensidad, en aras de implementar la urgente restauración ecológica del país y de hacer lo más compatible que se pueda la conservación de nuestra biodiversidad con el uso de la misma, para así capturar la esencia de capital natural que representan nuestros ecosistemas.

Notas

1 La cartografía serie I de uso del suelo y vegetación (INEGI 1968-1986) se elaboró con base en la fotointerpretación de imágenes aéreas y en el trabajo de campo. Las fotografías aéreas fueron tomadas entre 1968 y 1986, con un año promedio de 1976. La cartografía serie II de uso del suelo y vegetación (INEGI 2001) es una actualización de la serie I con base en la interpretación visual de imágenes del satélite Landsat TM de 1993 y en el trabajo de campo. La cartografía serie III (INEGI 2005b) se obtuvo a partir del análisis e interpretación de imágenes del satélite Landsat ETM+ del año 2002, sustentada mediante la verificación en campo realizada entre 2002 y 2003 (Mas *et al.* 2004; Victoria-Hernández 2005).

Referencias

Abell, R., D.M. Olson, E. Dinerstein, P. Hurley, J.T. Diggs *et al.* 2000. *Freshwater ecoregions of North America: A conservation assessment.* Island Press, Washington, D.C.

Aguilar, V. 2003. Aguas continentales y diversidad biológica en México: un recuento actual. *Biodiversitas* **48**:1-15.

Alcorn, J. 1984. Development policy, forests and peasant farms: Reflections on Huastec-managed forests' contributions to commercial production and resource conservation. *Economic Botany* **38**:389-406.

Altieri, M.A., M.K. Anderson y L.C. Merrick. 1987. Peasant agriculture and the conservation of crop and wild plant resources. *Conservation Biology* **1**:49-58.

Álvarez-Buylla, E.R., y R. García-Barrios. 1991. Seed and forest dynamics: A theoretical framework and an example from the Neotropics. *The American Naturalist* **137**:133-154.

Allmark, T. 1997. Environment and society in Latin America, en M.R. Redclift y G. Woodgate (eds.), *The international handbook of environmental sociology.* Edward Elgar, Cheltenham, RU, pp. 390-402.

Amaral, S., G. Câmara, A.M. Vieira Monteiro, C.D. Elvidge y J.A. Quintanilha. 2007. *Nighttime lights – DMSP satellite data as an indicator of human activity in the Brazilian Amazonia: Relations with population and electrical power consumption.* Disponible en <*www.dpi.inpe.br/gilberto/papers/dmsp_ceus.pdf*>.

Angelsen, A., y D. Kaimovitz. 1999. Rethinking the causes of deforestation: Lessons from economic models. *The World Bank Research Observer* **14**:73-98.

Arriaga, L., V. Aguilar y J. Alcocer (coords.). 2002. *Aguas continentales y diversidad biológica en México.* Conabio, México.

Balk, D., F. Pozzi, G. Yetman, U. Deichmann y A. Nelson. 2004. *The distribution of people and the dimension of place: Methodologies to improve the global estimation of urban extents.* International Union for the Scientific Study of Population, París. Disponible en <*www.iussp.org/Activities/wgc-urb/balk.pdf*>.

Barrera-Bassols, N. 1995. *Ganadería y deforestación en Veracruz: procesos económicos y ecológicos de un espacio tropical.* Tesis de maestría, Instituto de Investigaciones Antropológicas, UNAM, México.

Bartlett, A.A. 1994. Reflections on sustainability, population growth and the environment. *Population and Environment* **16**:5-35.

Basurto, X., y D. Hadley. 2006. *Grasslands ecosystems, endangered species, and sustainable ranching in the Mexico-U.S. borderlands: Conference Proceedings.* RMRS-P-40. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, CO.

Boserup, E. 1980. *The conditions of agricultural growth: The economics of agrarian change under population pressure.* Aldine, Chicago.

Bubb, P. 1991. The current situation of the cloud forest in northern Chiapas, Mexico. Final Report. Ecosfera-Pronatura-The Percy Sladen Memorial Fund-Fauna & Flora Preservation Society, Edimburgo, RU.

Bye, R. 1993. The role of humans in the diversification of plants in Mexico, en T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa (eds.), *Biological diversity of Mexico: Origins and distribution.* Oxford University Press, Nueva York, pp. 707-731.

Calva, J.L. (coord.) 1989. *Economía política de la explotación forestal en México. Bibliografía comentada 1930-1984.* Universidad Autónoma Chapingo-Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Carabias, J., y R. Landa. 2006. *Agua, medio ambiente y sociedad: hacia la gestión integral de los recursos hídricos en México*, UNAM-El Colegio de México-Fundación Gonzalo Río Arronte, México.

Carrillo, J., y C. Schatan (comps). 2005. *El medio ambiente y la maquila en México: un problema ineludible*, Comisión Económica para América Latina y el Caribe, México.

Carrera, E., y G. de la Fuente. 2003. *Inventario y clasificación de humedales en México.* Ducks Unlimited de México, A.C., México.

Casas, A., J. Caballero, C. Mapes y S. Zárate. 1997. Manejo de la vegetación, domesticación de plantas y origen de la agricultura en Mesoamérica. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* **61**:31-47.

Cayuela, L., D.J. Golicher, J.M. Rey Benayas, M. González-Espinosa y N. Ramírez-Marcial. 2006. Fragmentation, disturbance and tree diversity conservation in tropical montane forests. *Journal of Applied Ecology* **43**:1172-1181.

Ceballos, G., y P.R. Ehrlich. 2002. Mammal population losses and the extinction crisis. *Science* **296**:904-907.

Cendra Garreta, J., y A.W. Stahel. 2006. Hacia una construcción social del desarrollo sostenible basada en la definición de sus dimensiones y principios, articulados a partir de la ecuación IPAT. Aproximación a sus implicaciones y debates. *Revista Internacional de Sostenibilidad, Tecnología y Humanismo* **1**:1-32.

Challenger, A. 1998. *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: Pasado, presente y futuro.* Conabio-Instituto de Biología, UNAM-Agrupación Sierra Madre, México.

Cifuentes-Lemus, J.L., y F.G. Cupul-Magaña. 2002. Un vistazo a la historia de la pesca en México: administración, legislación y esfuerzos para su investigación. *Ciencia Ergo Sum* **9**: 112-118.

CNA. 2002. *Compendio básico del agua en México.* Comisión Nacional del Agua, México.

CNA. 2005. *Síntesis de las estadísticas del agua en México.* Comisión Nacional del Agua, México.

CNA. 2007. *Estadísticas del agua en México.* Comisión Nacional del Agua, México.

Conabio. 1998. *La diversidad biológica de México: Estudio de país.* Conabio, México.

Conabio. 2006. *Capital natural y bienestar social.* Conabio, México.

Conabio. 2007. *Diversidad biológica de aguas continentales en México*, en *<http://www.conabio.gob.mx/institucion/cooperacion_internacional/doctos/dbaguas_mexico.html>* (consultado en septiembre de 2007).

Conafor. 2005. *Informe nacional de México para la evaluación de los recursos forestales mundiales 2005.* Disponible en *<http://www.fao.org/forestry/media/8859/0/176/>*.

Conapesca e INP. 2004. *Plan de acción nacional para el manejo y conservación de tiburones, rayas y especies afines en México*. Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca-Instituto Nacional de Pesca, Sagarpa, Mazatlán.

Conapo. 2003. *La situación demográfica de México 2003.* Consejo Nacional de Población, México.

Contreras, S., y M. Lozano. 1993. Water, endangered fishes, and development perspectives in arid lands of Mexico. *Conservation Biology* **8**:379-387.

Contreras-Balderas, S., M.L. Lozano-Vilano *et al.* 2004. Peces y aguas continentales del estado de Tamaulipas, México, en M.L. Lozano-Vilano y A.J. Contreras-Balderas (eds.), *Libro homenaje al Dr. Andrés Reséndez-Medina.* UANL, Monterrey, pp. 283-298.

Córdova, A., y C. de la Parra (eds.). 2007. *Una barrera a nuestro ambiente compartido: el muro fronterizo entre México y Estados Unidos.* INE, Semarnat-El Colegio de la Frontera Norte-Consorcio de la Investigación y Política Ambiental del Suroeste, México.

Crosby, A.W. 1986. *Ecological imperialism: The biological expansion of Europe*, 900-1900 Cambridge University Press, Cambridge.

Crutzen, P.J. 2002. Geology of mankind. *Nature* **415**:23.

Del Río González, P. 2000. *Una nota analítica acerca de la relación entre desarrollo sostenible, crecimiento económico y sustentabilidad ambiental.* Disponible en *<www.ucm.es/info/ec/jec7/pdf/com1-5.pdf>*.

Dietz, T., y E. Rosa. 1994. Rethinking the environmental impacts of population, affluence and technology. *Human Ecology Review* **1**:277-300.

Dirzo, R. 1991. Rescate y restauración de la selva de Los Tuxtlas. *Ciencia y Desarrollo* **17**:33-45.

Dirzo, R. 1992. Diversidad florística y estado de conservación de las selvas tropicales de México, en J. Sarukhán y R. Dirzo (eds.), *México ante los retos de la biodiversidad.* Conabio, México, pp. 283-290.

Dirzo, R., y M.C. García. 1992. Rates of deforestation in Los Tuxtlas, a Neotropical area in southeast Mexico. *Conservation Biology* **6**:84-90.

Dirzo, R., y P. Raven. 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of the Environment and Resources* **28**:137-167.

Dirzo, R., A. Aguirre, J.C. López y K. Boege. En revisión. Changes in metrics of plant diversity in fragmented and continuous tropical forest.

Doll, C.N.H., J.P. Muller y C.D. Eldridge. 2000. Night-time imagery as a tool for global mapping of socioeconomic parameters and greenhouse gas emissions. *AMBIO* **29**: 157-162.

Ehrlich, P.R., y J.P. Holdren. 1971. Impact of population growth. *Science* **171**:1212-1217.

Ehrlich, P.R., y A.H. Ehrlich. 1990. *The population explosion*, Touchstone Books, Nueva York.

Eldridge, C.D., J. Safran, B. Tuttle, P. Sutton, P. Cinzano *et al.* 2007. Potential for global mapping of development via a nightsat mission. *GeoJournal* **69**:45-53.

Espinoza-Pérez, H., P. Fuentes-Mata, M.T. Gaspar-Dillanes y V. Arenas. 1998. Notas acerca de la ictiofauna mexicana, en T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa (eds.), *Diversidad biológica de México: orígenes y distribución.* UNAM, México, pp. 227-249.

Estrada, A., y R. Coates-Estrada. 1996. Tropical rain forest fragmentation and wild populations of primates at Los Tuxtlas, Mexico. *International Journal of Primatology* **17**:759-783.

Ezcurra, E., y C. Montaña. 1988. La evolución del uso de los recursos naturales renovables del norte árido de México, en C. Montaña (ed.), *Estudio integrado de los recursos vegetación, suelo y agua en la Reserva de la Biosfera de Mapimí, 1: Ambiente natural y humano.* Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, pp. 21-37.

Ezcurra, E. 1990. *De las chinampas a la megalópolis: el medio ambiente en la cuenca de México*, México.

FAO. 2005. *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2005. México. Informe nacional 189,* FAO, Roma. Disponible en *<http://www.fao.org/forestry/35853/en/>*.

Fischer-Kowalski, M., y C. Amann. 2001. Beyond IPAT and Kuznets curves: Globalization as a vital factor in analysing the environmental impact of socio-economic metabolism. *Population and Environment* **23**:7-47.

Gans, O., y F. Jöst. 2005. *Decomposing the impact of population growth on environmental deterioration: Some critical comments on a widespread method in ecological economics*. Discussion Paper Series No. 422, Department of Economics, University of Heidelberg, Heidelberg.

Gligo, N., y J. Morello. 1980. Notas sobre la historia ecológica de la América Latina, en O. Sunkel y N. Gligo (comps.), *Estilos de desarrollo y medio ambiente en América Latina. El Trimestre Económico*, núm. 36. Fondo de Cultura Económica, México, pp. 129-157.

Gómez-Pompa, A. 1990. El problema de la deforestación en el trópico mexicano, en E. Lef. (coord.), *Medio ambiente y desarrollo en México*, Vol. I. Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Humanidades, UNAM-Porrúa, México, pp. 229-255.

Gutiérrez, J., R.J. Castillo, G. Castañeda y J.A. Sánchez. 1983. *Recursos naturales y turismo*. Limusa, México.

Haines, M.R., y R.H. Steckel. 2000. *A population history of North America*. Cambridge University Press, Cambridge.

Halffter, G., y C.E. Moreno. 2005. Significado biológico de las diversidades alfa, beta y gamma, en G. Halffter, J. Soberón, P. Koleff y A. Melic (eds.), *Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma.* Monografías Tercer Milenio, Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza, pp. 5-18.

Harrison, P., y F. Pearce. 2000. *AAAS atlas of population and environment*. American Association for the Advancement of Science, University of California Press, Berkeley.

Hinrichsen, D., y B. Robey. 2000. *Population and the environment: The global challenge. Population Reports,* Series M. No. 15. Johns Hopkins University School of Public Health, Baltimore. Disponible en <*http://www.infoforhealth.org/pr/m15/m15print.shtml*>.

Hynes, P. 2006. *Taking population out of the equation*. Committee on Women Population and the Environment. Disponible en <*http://www.cwpe.org/resources/popcontrol/equation*>.

IMO. 1999. *Alien invaders – Putting a stop to the ballast water hitch-hikers.* Focus on IMO, International Maritime Organization, Londres.

INEGI. 1968-1986. *Carta de uso del suelo y vegetación*, Serie I, escala 1:250 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México.

INEGI. 2001. *Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso del suelo y vegetación*, Serie II (continuo nacional), escala 1:250 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes.

INEGI. 2003. *Conjunto de datos vectoriales de la carta de vegetación primaria,* escala 1:1 000 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes.

INEGI. 2005a. *Sistema de cuentas económicas y ecológicas de México, 1999-2004*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes.

INEGI. 2005b. *Conjunto de datos vectoriales de uso del suelo y vegetación*, Serie III (continuo nacional), escala 1:250 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes.

INEGI, CONABIO e INE. 2007. *Ecorregiones terrestres de México*, 1:1 000 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Instituto Nacional de Ecología, México.

INP. 1998. *Atlas pesquero de México*, Instituto Nacional de Pesca, México.

INP. 2007. Participación del Inapesca en el proyecto EP/GLO/201/GEF de la FAO. *Boletín del Instituto Nacional de Pesca*, Sagarpa, núm. 4, año 1, octubre de 2007. Disponible en <*http://www.inp.sagarpa.gob.mx/Docs/Boletin07/doc/BoletinNo4A_o1_1.pdf*>.

IPCC. 2007. Summary for Policymakers, en S. Solomon, D. Qin, M. Manning, M. Marquis, K. Averyt *et al.* (eds.), *Climate change 2007: The physical science basis.* Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge.

IUCN. 2004. *Lista roja de especies amenazadas.* Disponible en <*http://www.redlist.org*>.

Jaimes García, S., B.D. Robles Rubio, M. Íñiguez Covarrubias, B. de León Mojarro y M. Villarreal Pulido. 2001. Metodología para evaluar la frontera agrícola en las cuencas hidrológicas. Artículo ANEI-S50102. Simposio 5. Manejo Integral de Cuencas. En *Memorias del XI Congreso Nacional de Irrigación*, 19 a 21 de septiembre, Guanajuato. Asociación Nacional de Especialistas en Irrigación, México.

Jardel, E.J. 1998. Efectos ecológicos y sociales de la explotación maderera de los bosques de la Sierra de Manantlán, en R. Ávila, J.P. Emphoux, L.G. Gastélum, S. Ramírez, O. Schöndube *et al.* (eds.), *El Occidente de México: arqueología, historia y medio ambiente. Perspectivas regionales. Actas del IV Coloquio Internacional de Occidentalistas.* Universidad de Guadalajara-Instituto Francés de Investigación Científica para el Desarrollo en Cooperación, Guadalajara, pp. 231-251.

Kareiva, P., y M. Marvier. 2003. Conserving biodiversity coldspots. *American Scientist* **91**:344-351.

Leaky, R., y R. Lewin. 1996. *The sixth extinction: Patterns of life and the future of mankind*. Anchor Books, Nueva York.

Leff, E. 1986. *Ecología y capital: hacia una perspectiva ambiental del desarrollo*. UNAM, México.

Leff, E. (ed.). 1990. *Medio ambiente y desarrollo en México*, Vol. I. Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Humanidades, UNAM- Porrúa, México.

Lira, R., y J. Caballero. 2002. Ethnobotany of the wild Mexican Cucurbitacae. *Economic Botany* **56**:380-398.

Liu, J., G.C. Daily, P.R. Ehrlich y G.W. Luck. 2003. Effects of household dynamics on resource consumption and biodiversity. *Nature* **421**:530-533.

López Portillo, J., y E. Ezcurra. 2002. Los manglares de México: una revisión. *Madera y Bosques* número especial 2002:27-51.

MA. 2005a. *Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis.* World Resources Institute, Washington, D.C.

MA. 2005b. *Ecosystems and human well being: Opportunities and challenges for business and industry.* World Resources Institute, Washington, D.C.

MacArthur, R.H., y E.O. Wilson. 1967. *The theory of island biogeography.* Princeton University Press, Princeton.

Marten, G.G. 1986. *Traditional agriculture in southeast Asia: A human ecology perspective.* Westview Press, Boulder.

Martínez, R., B.J. Stocks, y D. Truesdale. 2006. *Global forest resources assessment 2005. Thematic report on forest fires in the North American region.* Fire Management Working Paper FFM/15/, FAO, Roma.

Martínez-Ramos, M. 1994 Regeneración natural y diversidad de especies arbóreas en selvas húmedas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* **54**:179-224.

Mas, J.-F., Velázquez, A., Reyes Díaz-Gallegos, J., Mayorga-Saucedo, R. Alcántara *et al.* 2004. Assessing land use/cover changes: A nationwide multidate spatial database for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* **5**:249-261.

Masera, O.R., M.R. Bellon, y G. Segura, 1995. Forest management options for sequestering carbon in Mexico. *Biomass and Bioenergy* **8**:357-367.

Masera, O.R, M.J. Ordóñez y R. Dirzo. 1997. Carbon emissions from Mexican forests: Current situation and long-term scenarios. *Climatic Change* **35**:265-295.

May, R.M., J.H. Lawton y N.E. Stork. 1995. Assessing extinction rates, en J.H. Lawton y R.M. May (eds.), *Extinction Rates.* Oxford University Press, Oxford, pp. 1-24.

Maya, A.A., y M. Mazari. 1990. La educación ambiental a nivel universitario en México, en E. Leff (ed.), *Medio ambiente y desarrollo en México*, Vol. II. Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Humanidades, UNAM-Porrúa, México, pp. 241-304.

McCaa, R. (ed.) 2000. *The peopling of Mexico from origins to revolution*, en M. Haines y R.H. Steckel, *A population history of North America.* Cambridge University Press, Cambridge, pp. 241-304.

Medellín Milán, P. 2003. *Agua: mal manejada.* Disponible en *<http://ambiental.uaslp.mx/docs/PMM-AP030116.pdf>*.

Mendoza, E., y R. Dirzo. 1999. Deforestation in Lacandonia (southeast Mexico): Evidence for the declaration of the northernmost tropical hotspot. *Biodiversity and Conservation* **8**:1621-1641.

Mendoza, E., J. Fay, y R. Dirzo y 2005. A quantitative study of forest fragmentation in Los Tuxtlas, Mexico. *Revista Chilena de Historia Natural* **78**:451-467.

Mendoza, R., S. Contreras, C. Ramírez, P. Koleff, P. Álvarez *et al.* 2007. Los peces diablo: especies invasoras de alto impacto. *Biodiversitas* **70**:1-5.

Mikkelson, G.M., A. González y G.D. Peterson. 2007. Economic inequality predicts biodiversity loss. *PLoS One* **5**:e444.

Molina, S., y S. Rodríguez. 1988. *Turismo y ecología.* Trillas, México.

Morán, J.A., y H. Galletti. 2002. *Causas económicas e incidencia del comercio internacional en la deforestación en México*, Centro de Derecho Ambiental, México. Disponible en *<www.cemda.org.mx/artman2/uploads/1/deforestacio__769_n_en_me__769_xico__causas_econo__769_micas_e_incidencia_del_comercio_internacional_001.pdf>*.

Moreno Casasola, P., J.L. Rojas Galaviz, D. Zárate Lomelí, M.A. Ortiz Pérez, A.L. Lara Domínguez *et al.* 2002. Diagnóstico de los manglares de Veracruz: distribución, vínculo con los recursos pesqueros y su problemática. *Madera y Bosques* número especial 2002:61-88.

Morett Sánchez, J.C. 2003. *Reforma agraria: del latifundio al neoliberalismo*. Plaza y Valdés, México.

Mulder, K. 2006. *Sustainable development for engineers.* Greenleaf Publishing, Sheffield.

Myers, N., R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A.B. da Fonseca y J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**:853-858.

Myers, N., y A.H. Knoll. 2001. The biotic crisis and the future of evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **98**:5389-5392.

Nadal, A. 2002. Lineamientos de una estrategia alternativa de desarrollo para el sector agrícola, en J.L. Calva (ed.), *Política económica para el desarrollo sostenido con equidad*, tomo II. Casa Juan Pablo-Instituto de Investigaciones Económicas, UNAM, México.

Nations, J.D., y R.B. Nigh. 1980. The evolutionary potential of Lacandon Maya sustained-yield tropical forest agriculture. *Journal of Anthropological Research* **36**:1-30.

NOAA's National Geophysical Data Center (NGDC). 2006, en *<http://www.ngdc.noaa.gov/dmsp/global_composites_v2.html>* (consultado en marzo de 2006).

Núñez-Farfán, J. 1997. *Estudio ecológico y genético de las poblaciones de Rhizophora mangle en México.* Instituto de Ecología, UNAM. Informe final SNIB-CONABIO proyecto núm. B007. Disponible en *<www.conabio.gob.mx/institucion/proyectos/resultados/Inf%20B007%20primera%20parte.pdf>*.

Olmsted, I. 1993. Wetlands of Mexico, en D.F. Whigham, D. Dykyjova y S. Hejny (eds.), *Wetlands of the World*, Vol. 1. *Africa, Australia, Canada and Greenland, Indian Subcontinent, Mediterranean, Mexico, New Guinea, United States.* Junk Publishers, Dordrecht.

Paliwal, R.L. 2001. Los ambientes de cultivo del maíz, en R.L. Paliwal, G. Granados, H.R. Lafitte y A.D. Violic (eds.), *El maíz en los trópicos: mejoramiento y producción*. Departamento de Agricultura, FAO, Roma.

Palomares Peña, N.G. 1991. *Propietarios norteamericanos y reforma agraria en Chihuahua, 1917-1942.* Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Chihuahua.

Pascual Moncayo, P., y J. Woldenberg (coords.). 1994. *Desarrollo, desigualdad y medio ambiente*. Cal y Arena, México.

Peña-Ramírez, V.M., y C. Bonfil. 2003. Efecto del fuego en la estructura poblacional y la regeneración de dos especies de encinos (*Quercus liebmanii* Oerst. y *Quercus magnoliifolia* Née) en la región de La Montaña (Guerrero), México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* **72**: 5-20.

Peterson, A.A., y A.T. Peterson. 2002. Aztec exploitation of cloud forests: Tributes of liquidambar resin and quetzal feathers. *Global Ecology and Biogeography Letters* **2**: 165-173.

Phifer, P., y P. Roebuck. 2001. The complexity of population growth: Reply to Pletscher and Schwartz. *Conservation Biology* **15**: 1810-1811.

Pimm, S.L., y T.M. Brooks. 2000. The sixth extinction: How large, how soon, and where?, en P.H. Raven (ed.), *Nature and human society: The quest for a sustainable world.* The National Academy of Sciences, Washington, D.C., pp. 46-62.

Pineda, E., y G. Halffter. 2005. Relaciones entre la fragmentación del bosque de niebla y la diversidad de ranas en un paisaje de montaña de México, en G. Halffter, J. Soberón, P. Koleff y A. Melic (eds.), *Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma.* Monografías Tercer Milenio, Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza, pp. 165-176.

PNUMA, Semarnat e INE. 2004. *GEO México, 2004. Perspectivas del medio ambiente.* PNUMA-Semarnat, INE, México.

PNUMA. 2005. Resumen de prensa – México, América Latina y el Caribe, 2 de marzo de 2005. Disponible en <*http://www.pnuma.org/informacion/noticias/2005-03/02mar05e.doc*>.

Ramírez, J., y S.R.S. Cevallos-Ferriz. 2000. Consideraciones sobre las angiospermas (plantas con flores) fósiles de México. *GEOS* **20**: 433-444.

Redclift, M.R., y G. Woodgate (eds.). 1997. *The international handbook of environmental sociology.* Edward Elgar, Cheltenham, RU.

Revel-Mouroz, J. 1972. *Aprovechamiento y colonización del trópico húmedo mexicano.* Fondo de Cultura Económica, México.

Robbins, A.M.J. 2006. *Global forest resources assessment 2005 – Report on fires in the Caribbean and Mesoamerican regions.* Working Paper FM/12/E, FAO, Roma.

Ruiz, B. 2003. *Impacto de la fragmentación sobre los factores del ambiente físico y los patrones de herbivoría en plantas de la selva de Los Tuxtlas, Veracruz.* Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM, México.

Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México.* Limusa, México.

Sagarpa. 2001. *Programa Sectorial de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, 2001-2006.* Sagarpa, México.

Sagarpa. 2004. Acuerdo mediante el cual se aprueba la actualización de la Carta Nacional Pesquera y su anexo. *Diario Oficial de la Federación,* 15 de marzo de 2004, México.

Sala, E., y N. Knowlton. 2006. Global marine biodiversity trends. *Annual Review of Environment and Resources* **31**: 93-122.

Savory, A. 2006. *Manejo holístico: un nuevo marco metodológico para la toma de decisiones.* Instituto Nacional de Ecología, Semarnat-Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza-Fundación para Fomentar el Manejo Holístico de Recursos, México.

Semarnap-UACH. 1999. *Atlas forestal de México*. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca-Universidad Autónoma Chapingo, México.

Semarnap. 2000. *La gestión ambiental en México*. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, México.

Semarnat. 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2001, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*, 6 de marzo de 2002.

Semarnat. 2003a. *Informe de la situación del medio ambiente en México: 2002. Compendio de estadísticas ambientales.* Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

Semarnat. 2003b. NOM-022-SEMARNAT-2003, que establece las especificaciones para la preservación, conservación, aprovechamiento sustentable y restauración de los humedales costeros en zonas de manglar. *Diario Oficial de la Federación*, 10 de abril de 2003. México.

Semarnat. 2005a. *Indicadores básicos del desempeño ambiental de México: 2005*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

Semarnat. 2005b. *Informe de la situación del medio ambiente en México*: 2005 Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

Semarnat. 2006a. *La política ambiental en México.* Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

Semarnat. 2006b. *La gestión ambiental en México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

Semarnat. 2006c. *Programa anual de trabajo 2006*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

Semarnat. 2008. Ningún gobierno estatal o municipal tiene excusa para no atender la demanda de agua potable: Elvira Quesada. Comunicado de prensa núm. 050/08, 28 de marzo de 2008. Semarnat, México.

Semarnat-Colpos. 2003. *Evaluación de la degradación de los suelos causada por el hombre en la República Mexicana,*

escala 1:250 000. Memoria nacional, 2001-1002. Semarnat-Colegio de Posgraduados Chapingo, México.

Simon, J.L. 1981. *The ultimate resource*. Princeton University Press, Princeton.

Sluyter, A. 1996. The ecological origins and consequences of cattle ranching in sixteenth-century New Spain. *The Geographical Review* **86**:161-177.

Solomon, S., D. Qin, M. Manning, M. Marquis, K. Averyt *et al.* (eds.). 2007. *Climate change 2007: The physical science basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, RU.

Sommer, M. 2006. *Plagas marinas ¡Globalización de los océanos! Especies invasoras en el mar*. Waste. Disponible en *<http://waste.ideal.es/plagasdemar.htm>*.

Sponsel, L.E., y P. Natadecha-Sponsel. 1988. Buddhism, ecology and forests in Thailand, en J. Dargavel, K. Dixon y N. Semple (eds.), *Changing tropical forests: Historical perspectives on today's challenges in Asia, Australasia, and Oceania*. Centre for Resource and Environmental Studies, Canberra, pp. 305-325.

Sutton, P., D. Roberts, C. Elvidge y K. Baugh. 2001. Census from heaven: An estimate of the global human population using night-time satellite imagery. *International Journal of Remote Sensing* **22**:3061-3076.

Tanuro, D. 2007. *¿Energías de flujo o energías de stock? Un caballo de Troya en la ecología de mar*. Disponible en *<http://www.vientosur.info/documentos/ecologia-marx.pdf>*.

Tello, E., R. Garrabou y J. Cussó. 2007. *Tras las huellas ecológicas del metabolismo social: una propuesta metodológica para analizar el paisaje como humanización del territorio*. Disponible en *<www.uib.es/depart/dha/seminari/comunicats/GarrabouTelloCusso.pdf>*.

Toledo, V.M., J. Carabias, C. Mapes y C. Toledo. 1985. *Ecología y autosuficiencia alimentaria*. Siglo XXI Editores, México.

Toledo, V.M., J. Carabias, C. Toledo y C. González Pacheco. 1989. *La producción rural en México: alternativas ecológicas*. Fundación Universo Veintiuno, México.

Toledo, V.M. 1990. Los procesos de ganaderización y la destrucción biológica y ecológica en México, en E. Leff (ed.), *Medio ambiente y desarrollo en México*, Vol. I. Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Humanidades, UNAM-Porrúa, México, pp. 91-227.

Toledo, V.M., y M.J. Ordóñez. 1993. The biodiversity scenario of Mexico: A review of terrestrial habitats, en T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa (eds.), *Biological diversity of Mexico: Origins and distribution*. Oxford University Press, Nueva York, pp. 757-777.

Torres Rojo, J.M. 2004. *Estudio de tendencias y perspectivas del sector forestal en América Latina al año 2020*. Informe Nacional México. FAO, Roma.

Trejo, I., y R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: A national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* **94**:133-142.

Tudela, F. 1990. Recursos naturales y sociedad en el trópico húmedo tabasqueño, en E. Leff (ed.), *Medio ambiente y desarrollo en México*, Vol. I. Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Humanidades, UNAM-Porrúa, México, pp. 149-189.

UNEP-WCMC. 2006. *In the front line: Shoreline protection and other ecosystem services from mangroves and coral reefs*. UNEP-WCMC, Cambridge, RU. Disponible en *<http://sea.unep-wcmc.org/resources/publications/UNEP_WCMC_bio_series/24.cfm>*.

UNEP. 2002. *Vital water graphics: An overview of the state of the world's fresh and marine waters*. United Nations Environment Programme-Grid Arendal, Nairobi.

Victoria-Hernández, A. 2005. *Conjunto de datos vectoriales de uso del suelo y vegetación*, Serie III, escala 1:250 000. Convención Nacional de Geografía 2005. Manzanillo.

Villers-Ruiz, L., y I. Trejo-Vázquez. 1997. Assessment of the vulnerability of forest ecosystems to climate change in Mexico. *Climate Research* **9**:37-93.

Waggoner, P.E., y J.H. Ausubel. 2002. A framework for sustainability science: A renovated IPAT identity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **99**:7860-7865.

WCED. 1987. *Our common future*. World Commission on Environment and Development, Oxford University Press, Oxford.

Wilson, E.O., y F.M. Peter (eds.). 1988. *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C.

Williams-Linera, G. 2007. *El bosque de niebla del centro de Veracruz: ecología, historia y destino en tiempos de fragmentación y cambio climático*. Instituto de Ecología, A.C.-Conabio, Xalapa.

WWF. 2006. *Chihuahuan freshwater – A global ecoregion*, en *<www.panda.org/about_wwf/where_we_work/ecoregions/chihuahuan_freshwater.cfm>*.

WWF. 2007. *Especies en riesgo. Peces de Cuatrociénegas*, en *<http://www.wwf.org.mx/wwfmex/esp_peces4c2.php>*.

YCELP y CIESIN. 2008. *Environmental performance index*, en *<http://epi.yale.edu/Home>* (consultado en agosto 2007).

Zamora-Arroyo, F., S. Cornelius, J. Pitt, E. Glenn, P. Nagler *et al.* 2005. *Prioridades de conservación en el Delta del Río Colorado: México y Estados Unidos*. Instituto Nacional de Ecología, Semarnat, México.

2 Estado y transformación de los ecosistemas terrestres por causas humanas

AUTORES RESPONSABLES: Salvador Sánchez Colón • Arturo Flores Martínez • I. Ahmed Cruz-Leyva • Alejandro Velázquez
AUTORES DE RECUADRO: mismos autores responsables
REVISORES: Gerardo Bocco Verdinelli • José Luis Palacio Prieto

Contenido

Recuadros

Sánchez Colón, S., A. Flores Martínez, I.A. Cruz-Leyva y A. Velázquez. 2009. Estado y transformación de los ecosistemas terrestres por causas humanas, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio.* Conabio, México, pp. 75-129.

Resumen

Se examinó el estado actual y las principales alteraciones y transformaciones que los ecosistemas terrestres del país han experimentado en las últimas décadas, así como sus posibles factores causales, utilizando como base de información las tres ediciones de la *Carta de uso actual del suelo y vegetación* y la *Carta de vegetación primaria potencial* del INEGI.

En el año 2002, 72.5% del país aún estaba cubierto por comunidades naturales, pero solo 70% de estas eran comunidades relativamente poco alteradas. Los matorrales constituían la formación predominante (26.2%), mientras que bosques y selvas ocupaban 33.8%. Las cubiertas antrópicas cubrían 27.5% del territorio nacional siendo el uso agrícola (30.9 millones de hectáreas) y el pecuario (18.7 millones de hectáreas) las más importantes; los asentamientos humanos y áreas urbanas cubrían 1.27 millones de hectáreas.

Según la información disponible, hasta el año 2002 habría ocurrido una pérdida neta de hasta 103 289 km^2 de selvas húmedas, 94 223 km^2 de selvas subhúmedas, 129 000 km^2 de bosques templados, 91 000 km^2 de matorrales xerófilos y más de 59 000 km^2 de pastizales. La mayor parte de estas transformaciones ocurrió antes de los años setenta, pero en las últimas décadas se han seguido registrando pérdidas importantes. Las selvas han sido los ecosistemas terrestres que han sufrido las mayores transformaciones y afectaciones por las actividades humanas; en segundo lugar se encuentran los bosques templados y en tercero los matorrales xerófilos.

La expansión de las fronteras agrícola y pecuaria ha sido el proceso más importante de transformación de los ecosistemas terrestres del país. La sustitución por pastizales para la actividad ganadera ha predominado en la zona de selvas húmedas, en tanto que la conversión a terrenos agrícolas ha sido más importante en las zonas de selvas subhúmedas, matorrales xerófilos y bosques templados. La creación y expansión de asentamientos humanos y zonas urbanas ha tenido un impacto cuantitativamente mucho menor. La expansión de la frontera agrícola y pecuaria ocurrió mayormente antes de la década de 1970, en tanto que la urbanización y expansión de ciudades ocurrió, sobre todo, de la década de 1970 a 1993. Otros procesos que han producido alteraciones y transformaciones en los ecosistemas terrestres del país son los desastres naturales (*e.g.*, incendios forestales, huracanes, etc.), pero los datos disponibles no permiten evaluar su impacto.

De mantenerse constantes los procesos y ritmos de transformación observados durante el periodo 1993 a 2002, la superficie ocupada por los principales ecosistemas terrestres continuaría disminuyendo significativamente, en particular de manera severa en la zona de selvas (húmedas y subhúmedas) y de bosques templados.

A pesar de que la información acerca de las alteraciones y transformaciones que experimentan los ecosistemas terrestres del país —y de sus factores causales— es fundamental para la toma de decisiones, el análisis de estos procesos se ha visto limitado por la escasez y las deficiencias de la información disponible. Sin embargo, actualmente existen las condiciones para superar esas limitaciones, mediante el esfuerzo coordinado de las instituciones del país.

2.1 Introducción

Durante miles de años, las actividades humanas han venido transformando y modificando la mayor parte de los ecosistemas del planeta. A lo largo de la historia, los cambios más importantes se han dado por la apertura de terrenos para cultivo y por la extracción de madera para construcción. Esos procesos se han acelerado en los últimos 150 años, de manera concomitante con el muy rápido crecimiento de la población humana. El estudio más reciente a escala global (MA 2005) concluye que, en los últimos 50 años, la población humana ha modificado los ecosistemas del planeta más rápida y extensivamente que en cualquier otro periodo de la historia para satisfacer la creciente demanda de alimentos, agua, madera, fibras y combustibles. En ese lapso se perdió la mitad de cubierta forestal nativa del planeta, la extensión de las áreas de cultivo alcanzó 30% de la superficie terrestre, 35% de la extensión de manglares fue devastada, 20% de los arrecifes coralinos han sido perturbados y la demanda de uso de agua se cuadruplicó, entre otros cambios. Aunque la distribución de esos cambios no es homogénea —existen regiones y periodos donde alguno de ellos se concentra—, sus consecuencias pueden ser generales (por ejemplo, el calentamiento global y el adelgazamiento de la capa de ozono estratosférico) y en muchos casos irreversibles (como la extinción de especies).

México no ha escapado de esas tendencias mundiales. En sus casi dos millones de kilómetros cuadrados de superficie terrestre, se observa una gran cantidad de cambios que, en general, están por encima de la media mundial en cuanto a tasas de deforestación, incremento de las

áreas de cultivo y pastoreo, expansión urbana entre muchos otros problemas (Mas *et al.* 2004). En el presente capítulo se persiguen dos objetivos generales: en primer lugar, se busca describir la variedad, localización y extensión de los ecosistemas terrestres presentes en el país; en segundo, documenta los cambios que estos han experimentado a lo largo del tiempo, señalando la ubicación y extensión de esos cambios y, cuando la evidencia lo permite, explora las posibles causas que los desencadenaron y sus implicaciones.

Durante los últimos 50 años se han desarrollado tres diferentes —y, en su mayor parte, sin relación entre sí— tipos de esfuerzos para examinar el estado de los ecosistemas terrestres de México. Por una parte están los estudios realizados por botánicos para caracterizar la diversidad de tipos de vegetación que cubren el territorio nacional. El primer trabajo de este tipo, de carácter nacional, lo realizó A.S. Leopold (1950). A este siguieron, después de varios años, *Los tipos de vegetación de México y su clasificación* de Miranda y Hernández-Xolocotzi (1963), el *Mapa y descripción de los tipos de vegetación de la República Mexicana* de Flores Mata *et al.* (1971), los *Tipos de vegetación de México* de González Quintero (1974) y la *Vegetación de México* de Rzedowski (1978), hasta ahora, el trabajo más extenso e integrado del conocimiento de la vegetación del país. Finalmente, González Medrano (2003) hizo un amplio esfuerzo de síntesis y recapitulación de los esquemas previos en *Las comunidades vegetales de México. Propuesta para la unificación de la clasificación y nomenclatura de la vegetación de México*. En conjunto, esos trabajos fueron seminales en dos sentidos: por una parte, proporcionaron una visión general de la vegetación del país, de las comunidades vegetales que la constituyen, las principales especies que las componen, su ubicación ecológica y geográfica e, incluso, de algunos procesos antrópicos que les afectan; y por otra, igualmente importante, establecieron un marco de referencia para la ulterior descripción y análisis de las comunidades vegetales, la vegetación y los ecosistemas terrestres del país.

En otro orden de iniciativas se ubican los trabajos para evaluar las existencias forestales del país. De acuerdo con la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable, el Inventario Nacional Forestal y de Suelos es el instrumento que debe proveer, entre otras cosas, la información relativa a los tipos de vegetación forestal, a la superficie y localización de terrenos forestales, así como a la dinámica de cambio de la vegetación forestal del país que permita evaluar las tasas de deforestación. A la fecha, en México se han completado tres inventarios forestales de carácter nacional (el Primer Inventario Nacional Forestal [1961-1985], el Inventario Forestal de Gran Visión [1991] y el Inventario Nacional Forestal Periódico [1992-1994]) y uno más se encuentra en proceso, el cual se espera quede terminado en 2009; las principales características y resultados de esos inventarios están descritas en Semarnat (2005). Los primeros tres inventarios difieren sustancialmente entre sí en cuanto a la información básica empleada (fotografías aéreas e imágenes de distintos satélites, con diferentes niveles de muestreo de campo), las escalas de trabajo (desde 1 : 250 000 a 1 : 1 000 000) y, sobre todo, la clasificación que utilizan para la vegetación.

Mención aparte merece el esfuerzo realizado por la UNAM como parte del inconcluso Inventario Nacional Forestal 2000. En ese año, la entonces Semarnap comisionó al Instituto de Geografía de esta universidad la elaboración de una carta de vegetación y uso del suelo (escala 1 : 250 000) que serviría de base para dicho inventario (Palacio *et al.* 2000). La carta de vegetación se elaboró con base en imágenes de satélite Landsat ETM+ registradas entre noviembre de 1999 y abril de 2000 y adoptó un sistema de clasificación jerárquico con ocho formaciones de vegetación (bosque templado, bosque tropical, matorrales, pastizales, vegetación hidrófila, otros tipos de vegetación, cultivos y otros tipos de cobertura) subdivididas en 17 tipos, 47 comunidades y 28 subcomunidades, para un total de 75 categorías. Otro aspecto innovador de esa carta de vegetación fue el diseño e implementación de metodologías para evaluar y corregir errores de etiquetamiento, de incompatibilidad de polígonos vecinos y, en especial, de confiabilidad de los resultados, los cuales se evaluaron primero solo en una porción del territorio (Mas *et al.* 2003) y, muy recientemente, de forma más detallada y con métodos más precisos (Couturier 2007).

Finalmente, están los trabajos del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI) como parte de su programa de cartografía de los recursos naturales del país. De particular relevancia para el presente estudio son las tres ediciones de la *Carta de uso actual del suelo y vegetación* (escala 1 : 250 000) y la *Carta de vegetación primaria potencial* (escala 1 : 1 000 000; véase la descripción de estos materiales en el recuadro 2.1). Como se explica en este recuadro, las cartas de uso del suelo y vegetación del INEGI son directamente comparables entre sí y permiten examinar, de manera razonablemente consistente, el estado de los ecosistemas terrestres del país en diferentes momentos (década de 1970, 1993 y 2002). Por estas razones, y con las reservas que imponen

Recuadro 2.1 Cartas de uso del suelo y vegetación del inegi

A lo largo de más de 30 años, y bajo diferentes denominaciones (primero como Comisión de Estudios del Territorio Nacional y Planeación, Cetenap; luego como Comisión de Estudios del Territorio Nacional, Cetenal; después como Dirección de Estudios del Territorio Nacional, Detenal y actualmente como Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, inegi), la institución federal a cargo de la información geográfica y estadística del país ha elaborado y actualizado la *Carta de uso actual del suelo y vegetación* en escalas 1:50 000, 1:250 000 y 1:1 000 000.

Para elaborar estas cartas se utilizaron los insumos y métodos de análisis más avanzados en su momento (fotografías aéreas e imágenes de satélite, interpretación visual y análisis digital de imágenes, verificación de campo, sistemas de información geográfica, etc.). Utilizando la clasificación basada principalmente en los esquemas de Miranda y Hernández-Xolocotzi (1963) y Rzedowski (1978), las cartas describen la localización y extensión de los diferentes tipos de vegetación y de uso del suelo (agricultura, uso pecuario y forestal, áreas urbanas, etc.), con 12 categorías principales: bosque de coníferas, bosque de encino, bosque mesófilo de montaña, matorral xerófilo, pastizal, selva perennifolia, selva caducifolia, selva subcaducifolia, selva espinosa, vegetación hidrófila, vegetación inducida y otros tipos. Las cartas también identifican las áreas sin vegetación aparente y proveen datos simples relativos al suelo y grado de erosión, prácticas agrícolas y cultivos, aspectos fisonómicos, sucesionales y del uso de las comunidades vegetales, etcétera.

La *Carta de uso actual del suelo y vegetación* en escala 1:50 000 se elaboró durante la década de 1970, pero por la laboriosidad que exige un trabajo como este, solo se completaron 806 de las 2 300 hojas que se requieren para cubrir la totalidad del territorio nacional. De la *Carta de uso actual del suelo y vegetación* en escala 1:1 000 000 se elaboraron dos ediciones completas: la primera (o Serie I en la notación del inegi) entre 1978 y 1980; y la Serie II se hizo como una generalización de la correspondiente carta escala 1:250 000 (véase más adelante).

El más acabado de estos productos es la *Carta de uso actual del suelo y vegetación* en escala 1:250 000 de la que el inegi elaboró tres series, las cuales cubren la totalidad del territorio del país. La Serie I se hizo con base en la interpretación de fotografías aéreas registradas en 1970, la Serie II se elaboró a partir de imágenes de satélite (Landsat etm 5) tomadas en 1993 y la Serie III con imágenes (Landsat etm7+) del año 2002.

Aun cuando las tres ediciones de esta carta se hicieron con insumos y tecnologías diferentes, en todas ellas se utiliza esencialmente (con solo algunas diferencias menores entre la Serie I y las posteriores) el mismo esquema de clasificación de la vegetación: 60 categorías de cobertura que describen los tipos de vegetación (naturales o inducidos), cada una en sus diferentes condiciones de conservación de acuerdo con la presencia de especies secundarias y el grado de erosión *in situ*. Adicionalmente incluyen un número de categorías específicas para designar las coberturas antrópicas (terrenos utilizados con fines agrícolas, pecuarios, forestales, de asentamientos humanos, etc., donde se ha desplazado a las comunidades vegetales originales) o de otro tipo (*e.g.*, cuerpos de agua, zonas desprovistas de vegetación, etc.). Este hecho hace que las *Cartas de uso actual del suelo y vegetación* se puedan comparar entre sí y permitan examinar, de manera razonablemente consistente, el estado (extensión y distribución geográfica) de los ecosistemas terrestres del país en distintos momentos (1970, 1993 y 2002). Además, a diferencia del mapa de Flores Mata *et al.* (1971), la escala (1:250 000) de estas cartas es suficientemente grande para permitir un análisis razonablemente detallado de todo el país y de zonas particulares de éste. Por último, las cartas del inegi describen el estado actual de la cubierta vegetal y el uso del suelo del país, en contraste con los mapas incluidos en los trabajos de Leopold (1950) y Rzedowski (1978), que más bien representan la distribución potencial que tendrían los principales tipos de vegetación sin las transformaciones resultantes de las actividades humanas.

A pesar de esas ventajas evidentes, los datos de las cartas de uso actual del suelo y vegetación no siempre son totalmente consistentes entre sí. En algunos casos (*e.g.*, señalados con n/a en el cuadro 2.1) se presentan inconsistencias derivadas de cambios menores en algunos conceptos del sistema de clasificación. En otros casos, sin embargo, parece que se deben más bien a inconsistencias en la aplicación de los conceptos y, probablemente también, a errores en la interpretación (Fig. 1). Problemas adicionales de comparación entre las tres cartas provienen del procedimiento de interpretación visual empleado para su elaboración, que involucra necesariamente algún grado de heterogeneidad entre fotointérpretes en cuanto al etiquetado y nivel de agregación de polígonos (tendencia en la que se consideran varios polígonos separados por áreas pequeñas como un solo polígono de gran tamaño *vs.* tomar a todos los polígonos con tamaño superior a la unidad mínima cartografiable como entidades separadas), como se ilustra en la figura 2.

Por otra parte, hace poco tiempo el mismo inegi presentó la *Carta de vegetación primaria potencial* (escala 1:1 000 000),

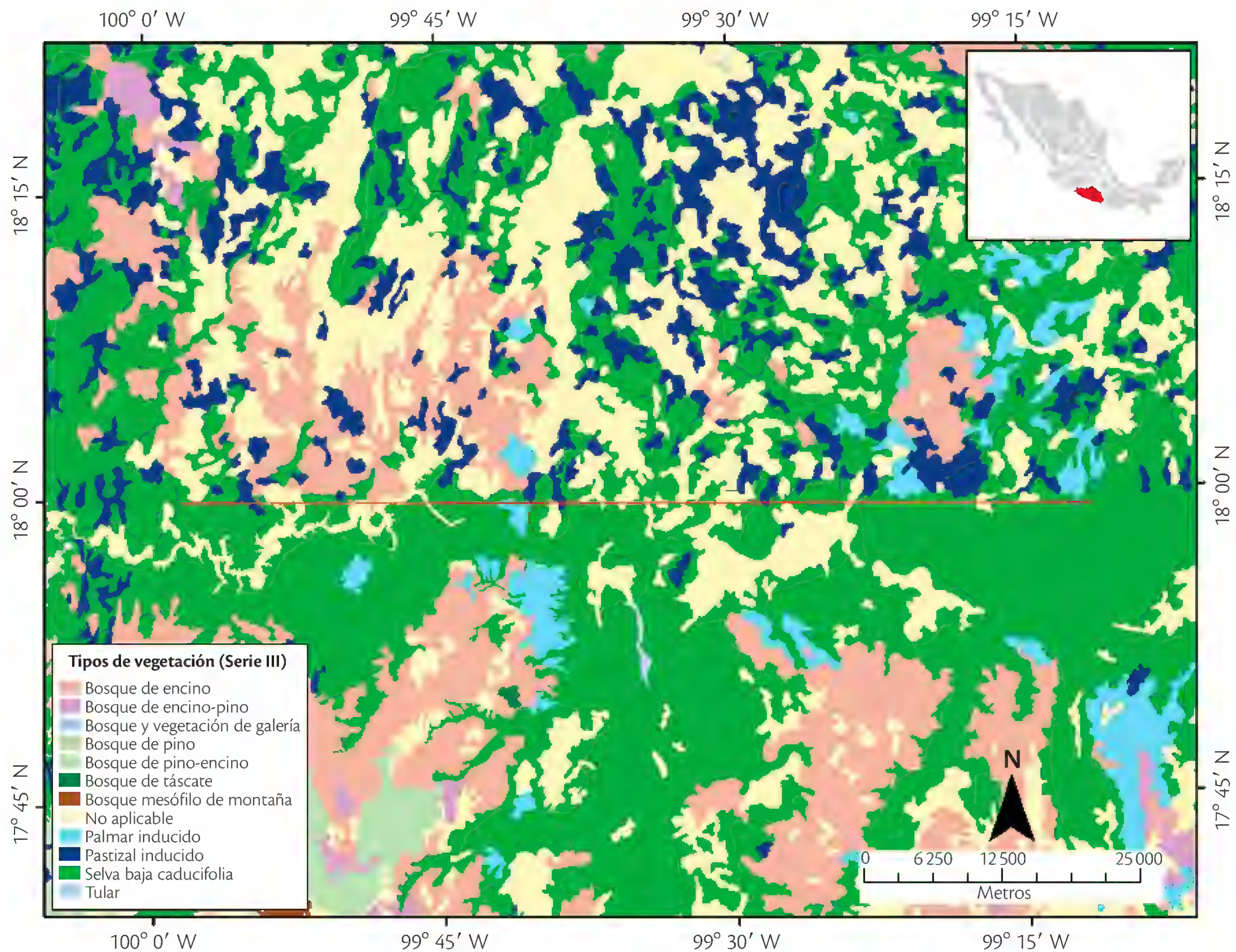


Figura 1 Segmento de la *Carta de uso actual del suelo y vegetación*, Serie III, que muestra algunas posibles inconsistencias resultantes del procedimiento de interpretación visual empleado para su elaboración. Ese procedimiento puede dar lugar a inconsistencias en la interpretación y etiquetado (*e.g.*, entre los 99° 45′ W y los 100° 0′ W, porciones de un mismo polígono se han interpretado como bosque de encino, en tanto que las que se ubican al sur de la línea roja han sido identificadas como selva baja caducifolia) y en el nivel de agregación de los polígonos (al norte de la línea roja se identifican y delimitan un mayor número de polígonos más pequeños, en tanto que al sur de la línea parecen haberse agregado en un menor número de polígonos de mayor tamaño).

que describe la vegetación que probablemente cubría el territorio nacional antes de que fuera transformado por las actividades humanas. La información de la *Carta de vegetación primaria potencial* (INEGI 2003) provee un marco contextual para las cartas de uso actual del suelo y vegetación, con la cual debería ser posible hacer un seguimiento de los cambios experimentados en cada punto del territorio nacional a partir de su hipotética situación original (como se representa en la *Carta de vegetación primaria potencial*) hasta la década de 1970 (como se observaría en la *Carta de uso actual del suelo y vegetación*, Serie I), a 1993 (en la Serie II) y a 2002 (en la Serie III) y así inferir los procesos que han producido las transformaciones observadas en los ecosistemas terrestres del país.

Desafortunadamente, las disparidades entre esas cartas también dificultan este tipo de análisis longitudinal. Por una parte, la diferencia de escalas entre la *Carta de vegetación primaria potencial* (1:1 000 000) y las cartas de uso actual del suelo y vegetación (1:250 000) complica la comparación, ya que elementos del paisaje que son relativamente pequeños no aparecen representados en la carta 1:1 000 000 pero sí en las cartas 1:250 000. Así, las diferencias observadas para un

Recuadro 2.1 [*concluye*]



Figura 2 Comparación entre la *Carta de vegetación primaria potencial* (imagen superior izquierda) y las *Cartas de uso actual del suelo y vegetación*, Serie I (superior derecha), Serie II (inferior izquierda) y Serie III (inferior derecha) para la zona de Cancún, Quintana Roo. Nótense las diferencias por las escalas distintas (entre la *Carta de vegetación primaria potencial* y las otras), por el tipo de información y tecnología empleado (entre la Serie I y las series II y III) y por los cambios en el uso del suelo (en las zonas antrópicas).

las dificultades señaladas en el mismo recuadro, decidimos utilizar estas fuentes como la base fundamental de información para los análisis desarrollados en este capítulo.

2.2 Estado actual de los ecosistemas y paisajes terrestres del país

La *Carta de uso actual del suelo y vegetación*, Serie III (INEGI 2005), describe el estado de la cubierta vegetal de México en el año 2002 y constituye la evaluación más reciente disponible (Fig. 2.1). De acuerdo con esta carta, en ese año, 72.5% de la superficie aún estaba cubierta por comunidades naturales en diferentes grados de conservación; el restante 27.5% había sido convertido en terrenos agrícolas, ganaderos, urbanos y otras cubiertas antrópicas (véase "Otras coberturas" en el cuadro 2.1). El hecho de que casi tres cuartas partes del territorio nacional aún conservaran vegetación natural no significa que permanecieran inalteradas por el hombre. De hecho,

mismo punto del terreno entre la *Carta de vegetación primaria potencial* y las otras se deben a una combinación (imposible de discernir) de cambios reales en la composición de la cubierta vegetal y de artificios debidos a la diferencia en escalas (véase ejemplo en la Fig. 2).[1]

Por otra parte, a pesar de que tienen una escala común, las diferentes fuentes de información y herramientas empleadas para elaborar las diversas ediciones de las cartas de uso actual del suelo y vegetación imponen dificultades adicionales para el análisis. La Serie I fue elaborada con base en la interpretación visual de fotografías aéreas impresas en papel; sobre esas fotografías, que contienen un grado de distorsión geométrica, se trazaron manualmente los polígonos que representan los diferentes ecosistemas, comunidades vegetales o usos del suelo, y finalmente estos se transfirieron por medios mecánicos, y usando procedimientos estándar de restitución, a un mapa topográfico (mapa base). Los polígonos de las cartas de las series II y III se trazaron sobre imágenes de satélite ortorrectificadas, las cuales tienen un alto grado de exactitud geométrica. De hecho, para elaborar la Serie III sencillamente se actualizaron los mismos polígonos de la Serie II. Por esa razón, las diferencias observadas para un mismo punto del terreno entre la carta Serie I y la Serie II (o la Serie III) se deben a una combinación (imposible de discernir) de cambios reales en la composición de la cubierta vegetal y de artificios debidos a la fuente de origen de la Serie I (véase ejemplo en la Fig. 2). Esa distorsión no existe (o es la misma) en las series II y III, así que las diferencias entre estas sí reflejan (descontando posibles errores de interpretación de la imagen o de semántica), cambios en el paisaje ocurridos entre 1993 y 2002 (Fig. 2).

1 El problema de comparación en el uso de las bases de datos de diferentes escalas se resuelve, al menos de manera parcial, utilizando los procesos de generalización conceptual y cartográfica y a partir del reconocimiento de los estándares en las unidades mínimas mapeables para cada escala (Gerardo Bocco, com. pers.).

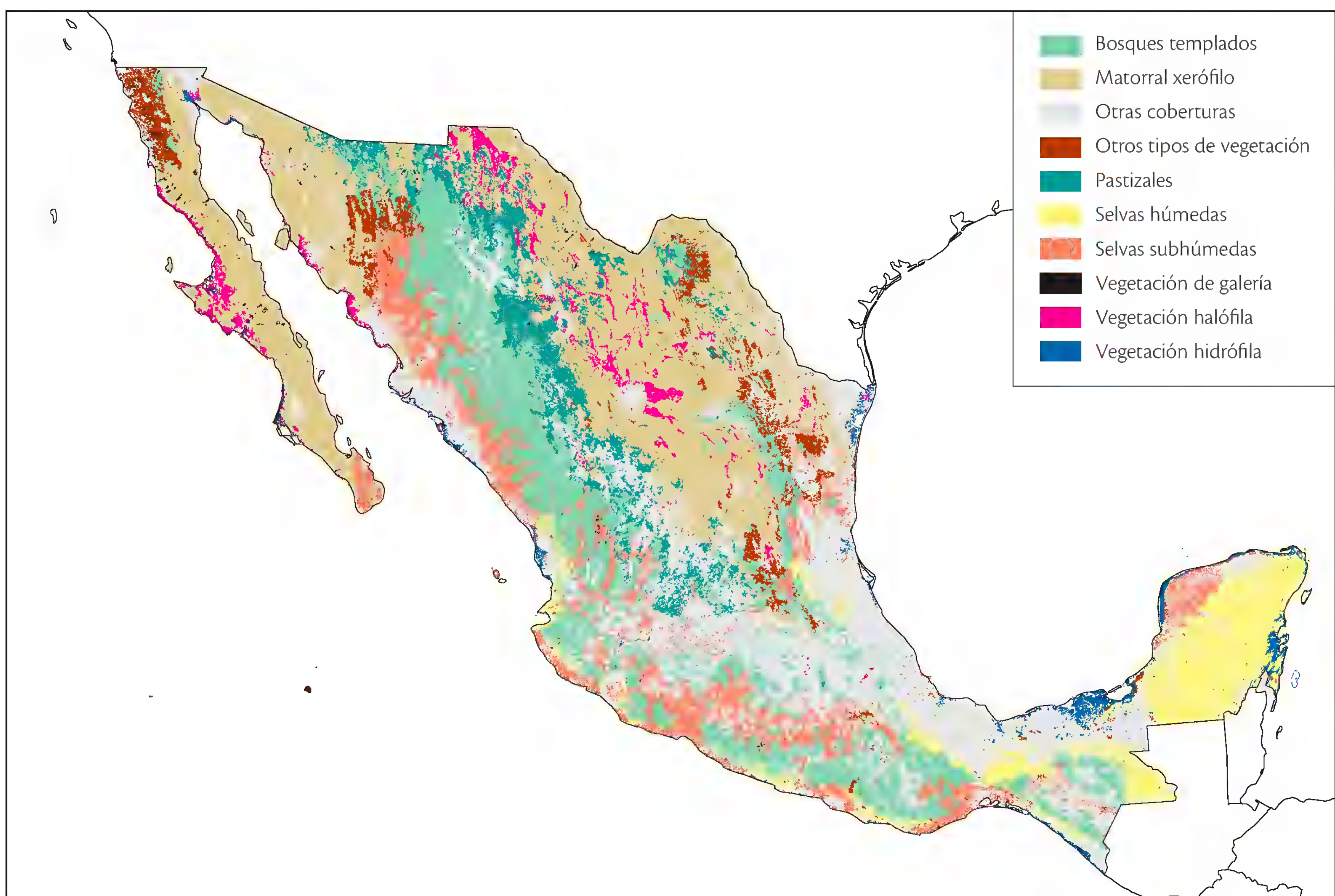


Figura 2.1 Distribución de las principales formaciones vegetales y tipos de uso del suelo en 2002, de acuerdo con la *Carta de uso actual del suelo y vegetación*, Serie III (INEGI 2005).

Cuadro 2.1 Probable superficie ocupada por la vegetación primaria original del país (de acuerdo con la *Carta de vegetación primaria potencial*) y en diferentes puntos en el tiempo (según las *Cartas de uso actual del suelo y vegetación*) (hectáreas)

Grupo	Tipo de vegetación	Vegetación primaria potencial	Serie I (1970-1979)			Serie II (1993)			Serie III (2002)		
			Primaria	Secundaria	Total	Primaria	Secundaria	Total	Primaria	Secundaria	Total
Selvas húmedas	Selva alta perennifolia	9 833 140	2 468 946	2 113 549	4 582 495	1 729 624	2 101 001	3 830 625	1 418 533	2 022 395	3 440 928
	Selva alta subperennifolia	100 035	92 470	56 662	149 132	62 155	114 034	176 189	60 866	100 017	160 883
	Selva baja perennifolia	78 306	61 335	200	61 535	55 452	529	55 981	42 398	4 376	46 774
	Selva baja subperennifolia	1 432 078	1 321 965	86 320	1 408 285	431 976	602 471	1 034 447	438 360	597 325	1 035 685
	Selva mediana perennifolia	n/a	1 182	346	1 528	285	814	1 099	285	351	636
	Selva mediana subperennifolia	7 811 775	3 739 829	2 740 405	6 480 234	1 717 840	4 129 571	5 847 411	1 628 892	4 176 332	5 805 224
	Selva mediana subcaducifolia	6 224 708	825 641	3 939 486	4 765 127	544 792	4 064 444	4 609 236	419 283	4 241 749	4 661 032
		25 480 042	**8 511 368**	**8 936 968**	**17 448 336**	**4 542 124**	**11 012 864**	**15 554 988**	**4 008 617**	**11 142 545**	**15 151 162**
Selvas subhúmedas	Selva baja caducifolia	20 540 764	8 218 153	8 193 872	16 412 025	6 962 039	8 503 633	15 465 672	6 649 422	7 856 605	14 506 027
	Selva mediana caducifolia	975 425	85 398	35 533	120 931	143 081	965 736	1 108 817	138 378	971 260	1 109 638
	Selva baja espinosa	4 292 140	345 411	549 651	895 062	220 832	484 180	705 012	243 456	505 839	749 295
	Selva baja subcaducifolia	49 666	65 914	4 035	69 949	48 380	26 131	74 511	40 770	30 001	70 771
		25 857 995	**8 714 876**	**8 783 091**	**17 497 967**	**7 374 332**	**9 979 680**	**17 354 012**	**7 072 026**	**9 363 705**	**16 435 731**
Bosques templados	Bosque bajo abierto	n/a	1 200 838	148 510	1 349 348	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	Bosque de ayarín	37 863	19 427	6 312	25 739	26 424	13 621	40 045	26 387	13 621	40 008
	Bosque de cedro	868	2 501	0	2 501	2 521	0	2 521	2 314	0	2 314
	Bosque de oyamel	402 462	156 560	8 288	164 848	137 787	9 733	147 520	125 387	16 882	142 269
	Bosque de pino	10 310 430	6 747 350	828 300	7 575 650	5 761 533	1 776 530	7 538 063	5 219 975	2 233 262	7 453 237
	Bosque de pino-encino	10 634 315	7 778 277	1 030 086	8 808 363	6 668 079	2 271 006	8 939 085	5 733 385	3 075 664	8 809 049
	Bosque de táscate	378 835	209 090	134 746	343 836	162 068	164 349	326 417	158 908	174 988	333 896
	Matorral de coníferas	1 445	0	70	70	649	262	911	649	326	975
	Bosque de encino	16 544 438	8 582 984	2 343 847	10 926 831	7 670 979	3 723 712	11 394 691	6 879 472	4 362 799	11 242 271
	Bosque de encino-pino	5 644 967	3 510 709	515 729	4 026 438	3 273 611	1 048 474	4 322 085	3 048 470	1 258 021	4 306 491
	Bosque mesófilo de montaña	3 088 256	1 188 413	650 110	1 838 523	1 002 038	811 908	1 813 946	869 507	955 698	1 825 205
		47 043 879	**29 396 148**	**5 665 998**	**35 062 147**	**24 705 689**	**9 819 595**	**34 525 284**	**22 064 454**	**12 091 261**	**34 155 715**



Cuadro 2.1 *[continúa]*

Grupo	Tipo de vegetación	Vegetación primaria potencial	Serie I (1970-1979)			Serie II (1993)			Serie III (2002)		
			Primaria	Secundaria	Total	Primaria	Secundaria	Total	Primaria	Secundaria	Total
Matorral xerófilo	Mezquital	7 464 372	3 209 407	430 887	3 640 294	2 651 274	436 237	3 087 511	2 516 461	423 760	2 940 221
	Matorral crasicaule	2 170 405	1 788 549	444 620	2 233 169	1 182 801	406 839	1 589 640	1 205 395	354 757	1 560 152
	Matorral desértico micrófilo	22 852 473	21 023 819	1 786 309	22 810 128	20 033 714	1 991 129	22 024 843	19 596 592	1 979 372	21 575 964
	Matorral desértico rosetófilo	10 666 689	10 280 035	324 135	10 604 170	10 326 220	321 576	10 647 796	10 214 835	344 603	10 559 438
	Matorral espinoso tamaulipeco	5 152 485	3 476 977	771 936	4 248 913	2 589 681	866 623	3 456 304	2 556 969	856 753	3 413 722
	Matorral rosetófilo costero	561 387	448 673	33 676	482 349	463 240	26 875	490 115	450 906	24 160	475 066
	Matorral sarcocaule	5 681 886	6 236 462	125 685	6 362 147	5 283 063	142 510	5 425 573	5 215 508	98 135	5 313 643
	Matorral sarco-crasicaule	2 493 412	1 138 094	362	1 138 456	2 346 945	26 291	2 373 236	2 300 541	21 108	2 321 649
	Matorral sarco-crasicaule de neblina	758 616	537 246	0	537 246	577 591	2 925	580 516	565 774	3 198	568 972
	Vegetación de desiertos arenosos	2 207 778	2 273 118	1 159	2 274 277	2 171 568	1 392	2 172 960	2 165 607	1 465	2 167 072
	Huizachal	n/a	56 397	206	56 603	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
		60 009 502	**50 468 778**	**3 918 974**	**54 387 752**	**47 626 095**	**4 222 397**	**51 848 492**	**46 788 588**	**4 107 309**	**50 895 897**
Pastizales	Pastizal-huizachal	n/a	440 302	166 251	606 553	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	Pastizal natural	16 257 438	6 855 313	2 505 304	9 360 617	6 366 841	4 045 528	10 412 369	6 324 685	3 974 661	10 299 346
	Pradera de alta montaña	21 643	17 873	0	17 873	17 069	0	17 069	16 587	0	16 587
		16 279 081	**7 313 488**	**2 671 555**	**9 985 043**	**6 383 910**	**4 045 528**	**10 429 438**	**6 341 272**	**3 974 661**	**10 315 933**
Vegetación hidrófila	Manglar	1 450 899	1 040 734	4 594	1 045 328	904 900	9 711	914 611	859 221	65 586	924 807
	Popal	n/a	94 379	0	94 379	157 855	0	157 855	131 665	0	131 665
	Tular/vegetación subacuática	1 540 618	1 057 879	0	1 057 879	894 416	0	894 416	935 761	0	935 761
	Vegetación de petén	n/a	n/a	n/a	n/a	41 837	2 871	44 708	40 969	4 037	45 006
	Vegetación halófila (hidrófila)	389 259	n/a	n/a	n/a	462 529	319	462 848	399 049	319	399 368
		3 380 776	**2 192 992**	**4 594**	**2 197 586**	**2 461 537**	**12 901**	**2 474 438**	**2 366 665**	**69 942**	**2 436 607**
Vegetación halófila	Vegetación gipsófila	37 211	56 546	0	56 546	46 149	0	46 149	46 035	0	46 035
	Vegetación halófila	2 892 371	2 957 741	135 604	3 093 345	2 512 490	163 370	2 675 860	2 383 848	187 987	2 571 835
	Pastizal gipsófilo	72 938	68 091	1 104	69 195	40 673	1 632	42 305	45 230	88	45 318
	Pastizal halófilo	1 944 666	1 678 362	128 320	1 806 682	1 798 094	124 546	1 922 640	1 826 223	148 927	1 975 150
		4 947 186	**4 760 740**	**265 028**	**5 025 768**	**4 397 406**	**289 548**	**4 686 954**	**4 301 336**	**337 002**	**4 638 338**



Cuadro 2.1 *[concluye]*

Grupo	Tipo de vegetación	Vegetación primaria potencial	Serie I (1970-1979)			Serie II (1993)			Serie III (2002)		
			Primaria	Secundaria	Total	Primaria	Secundaria	Total	Primaria	Secundaria	Total
Otros tipos de vegetación	Palmar	521	137 375	1 275	138 650	11 909	832	12 741	11 508	2 272	13 780
	Vegetación de dunas costeras	237 127	176 299	0	176 299	169 125	0	169 125	155 485	0	155 485
	Chaparral	2 205 736	2 838 284	309 064	3 147 348	1 869 390	271 762	2 141 152	1 808 493	288 705	2 097 198
	Matorral submontano	3 375 389	2 650 915	476 450	3 127 365	2 372 780	444 935	2 817 715	2 389 572	437 248	2 826 820
	Sabana	381 187	707 250	0	707 250	292 690	0	292 690	207 541	0	207 541
	Matorral subtropical	3 787 854	1 495 300	1 330 697	2 825 997	999 664	355 825	1 355 489	1 012 364	336 960	1 349 324
	Sabanoide	n/a	n/a	n/a	n/a	0	170 904	170 904	0	144 090	144 090
		9 987 814	**8 005 423**	**2 117 486**	**10 122 904**	**5 715 558**	**1 244 258**	**6 959 816**	**5 584 963**	**1 209 275**	**6 794 238**
Vegetación de galería	Bosque de galería	n/a	36 182	0	36 182	24 722	258	24 980	20 768	719	21 487
	Selva de galería	n/a	3 348	0	3 348	1 689	1 093	2 782	3 781	1 159	4 940
	Vegetación de galería	189 465	217 923	0	217 923	175 515	0	175 515	138 031	0	138 031
		189 465	**257 453**	**0**	**257 453**	**201 926**	**1 351**	**203 277**	**162 580**	**1 878**	**164 458**
Otras coberturas	Sin vegetación aparente	734 929			834 741			957 282			954 378
	Bosque cultivado o inducido				30 622			290			36 701
	Pastizal cultivado				8 509 055			n/a*			12 421 552
	Pastizal inducido				5 810 142			6 218 119			6 335 703
	Palmar inducido				n/a			112 103			105 098
	Áreas agrícolas				26 032 618			40 525 011*			30 928 947
	Asentamientos humanos y zonas urbanas				199 948			1 114 263			1 273 583
	Cuerpos de agua	467 525			857 756			1 405 064			1 352 992
		1 202 454			**42 274 882**			**50 332 132**			**53 408 954**

* En la Serie II (1993) no es posible distinguir los terrenos agrícolas de los pecuarios (véanse detalles en el texto).

solo 50.8% del territorio (70% de la vegetación remanente) conservaba en 2002 vegetación primaria o relativamente poco alterada. Las selvas húmedas contienen el tipo de vegetación que había experimentado la perturbación más extensiva en términos proporcionales, ya que solo 26.5% de estas (en superficie) se mantenían como selvas primarias. En términos absolutos, sin embargo, es en los bosques templados donde una mayor extensión había sido perturbada (más de 12 millones de hectáreas).

De la superficie del país que aún conservaba vegetación natural en 2002, los matorrales constituyen la formación predominante (26.2% del total); de ellos, al menos 8% son secundarios, cifra que podría ser mucho mayor si se considera que en muchos lugares los matorrales se ocupan para ganadería extensiva que frecuentemente modifica la composición por especies. Sin embargo, este tipo de perturbación solo se puede evaluar mediante detallados muestreos de campo, por lo que no se cuenta con cifras de su impacto en todo el país. En conjunto, los bosques y selvas representan 33.8% del territorio, ocupando extensiones similares cada uno de ellos, aunque la superficie cubierta por selvas primarias es considerablemente menor que la de bosques primarios (11.1 y 22.1 millones de hectáreas, respectivamente).

La alteración de los ecosistemas terrestres del país también se aprecia en su grado de fragmentación. Diversos estudios han mostrado que fragmentos de bosques tropicales húmedos menores de 80 km^2 experimentan tendencias irreversibles de pérdida al ser demasiado pequeños para mantener poblaciones de mariposas (Benedick *et al.* 2006), de la mayoría de los vertebrados medianos (Peres 2002) y para conservar niveles adecuados de diversidad vegetal (Pérez *et al.* 2008). Con base en estos hallazgos, y con el objetivo de hacer comparables los resultados con otros estudios semejantes (Riitters *et al.* 2000), consideramos el valor de 80 km^2 como umbral entre áreas fragmentadas y áreas continuas.[1] Para examinar este aspecto, se agruparon los polígonos de cada ecosistema en clases de tamaño y se contó el número de polígonos de cada clase (Figs. 2.2 a 2.6).

En la figura 2.2c se muestra que, en el año 2002, solo 67% de la extensión de selvas húmedas estaba constituido por zonas continuas de más de 80 km^2, la mayor parte de las cuales eran selvas secundarias. El mismo patrón se presenta en las selvas subhúmedas, de las que solo 61.5% no está fragmentado (Fig. 2.3c). En los bosques templados (Fig. 2.4c), 52.1% de su extensión está constituido por fragmentos menores a 80 km^2; sin embargo, este resultado refleja, en parte, la distribución natural de algunos de estos tipos de vegetación (*e.g.*, bosques de ayarín, de táscate, etc.) que nunca cubren grandes extensiones (Rzedowski 1978). En contraste, 79.4% de la extensión de los matorrales xerófilos aparentemente no está fragmentado (Fig. 2.5c). El 36.1% de la extensión total de los pastizales aparece fragmentado pero esto refleja, en parte, la distribución natural de comunidades, por ejemplo, de pastizales alpinos (Fig. 2.6c).

El análisis de las cubiertas antrópicas —a la escala de trabajo aquí empleada, 1:250 000— es más complicado que el de los ecosistemas naturales. Usos como la agricultura trashumante, los agrosilvopastoriles y la agricultura tradicional en laderas son muy abundantes en el país pero difícilmente detectables mediante imágenes de satélite de resolución media. Lo mismo sucede con la rápida dinámica (reducción en zonas rurales y expansión en zonas urbanas) experimentada en las últimas décadas por los asentamientos humanos en diversas partes del país. Es claro que el análisis de las cubiertas antrópicas, en particular los asentamientos humanos, requiere información con mayor resolución espacial (escalas entre 1:25 000 y 1:50 000) y temporal, así como trabajo de campo obligatorio (López *et al.* 2001; Aguilar 2008). Con estas salvedades, los datos que aquí se presentan constituyen solo una aproximación burda, pero de todo el país, de este tipo de usos del suelo.

En 2002 las cubiertas antrópicas ocupaban 27.5% del territorio nacional (véase “Otras coberturas” en el cuadro 2.1). Los usos predominantes eran, por mucho, el agrícola (con casi 31 millones de hectáreas) y el pecuario (12.4 millones de hectáreas con pastizales cultivados y otros 6.3 millones de hectáreas con pastizales inducidos); los asentamientos humanos y áreas urbanas cubrían 1.27 millones de hectáreas. Estas cifras denotan la extensión de aquellos terrenos que han sido completamente transformados para dedicarlos, en algún momento, a este tipo de usos y que se pueden detectar a la escala y con los métodos empleados en las *Cartas de uso actual del suelo y vegetación.* Sin embargo, no necesariamente representan la extensión real del país utilizada para esas actividades. Por ejemplo, la Sagarpa (2006) indica que en 2002 se sembró una superficie total de 21.7 millones de hectáreas, lo que mostraría que parte de los terrenos identificados como campos de cultivo en la *Carta de uso actual del suelo y vegetación*, Serie III, no fueron sembrados en esa temporada o habían sido abandonados. La misma fuente indica que las unidades de producción pecuaria del país abarcan una superficie total de alrededor de 110 millones

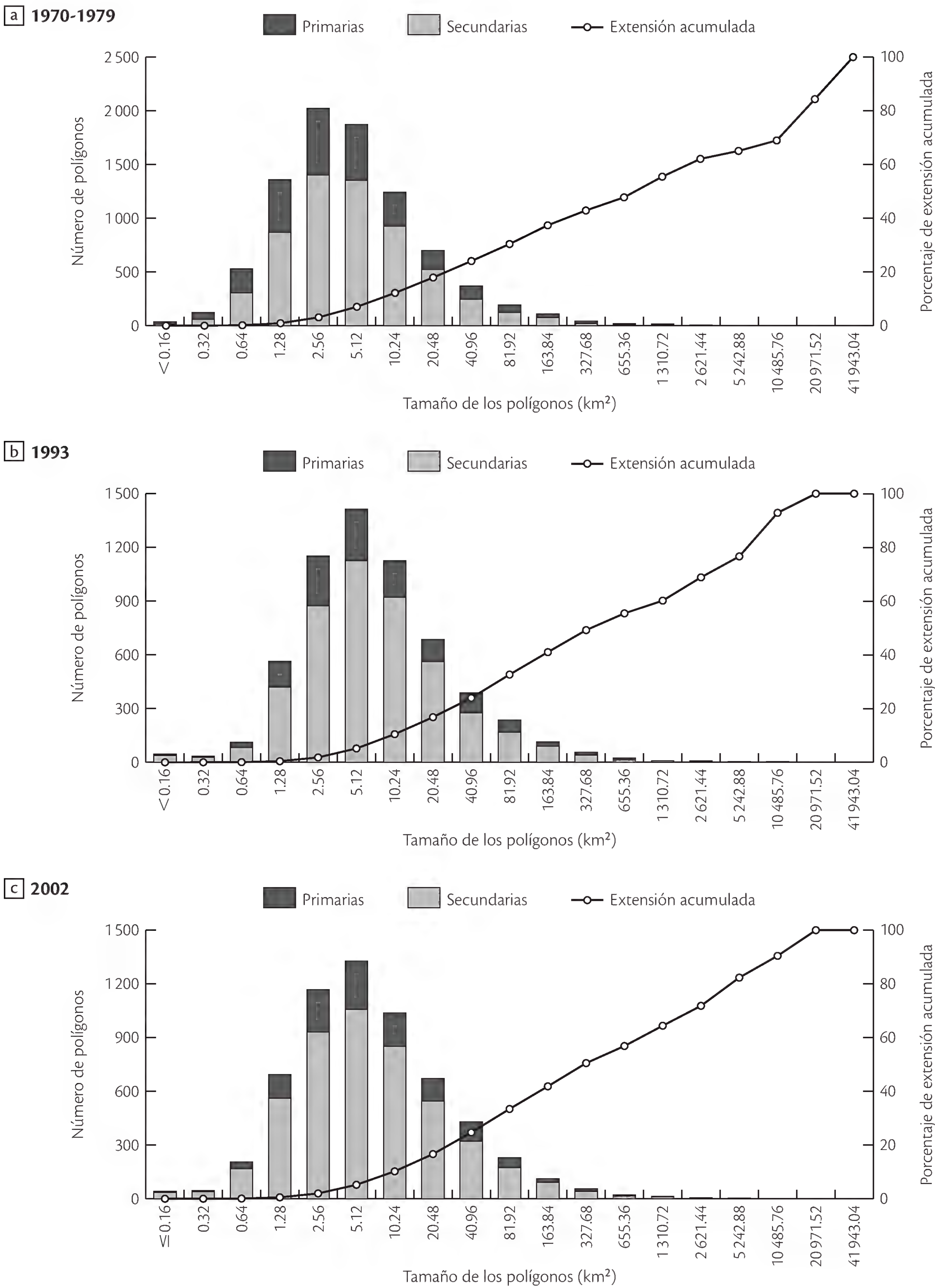


Figura 2.2 Análisis de fragmentación de las selvas húmedas del país. Distribución de frecuencias del tamaño de los polígonos que representan a las selvas húmedas (primarias: barras oscuras; secundarias: barras claras) en las *Cartas de uso actual del suelo y vegetación* del INEGI: ***(a)*** Serie I, *ca*. 1970; ***(b)*** Serie II, *ca*. 1993, y ***(c)*** Serie III, 2002 (INEGI 1980, 2001, 2005).

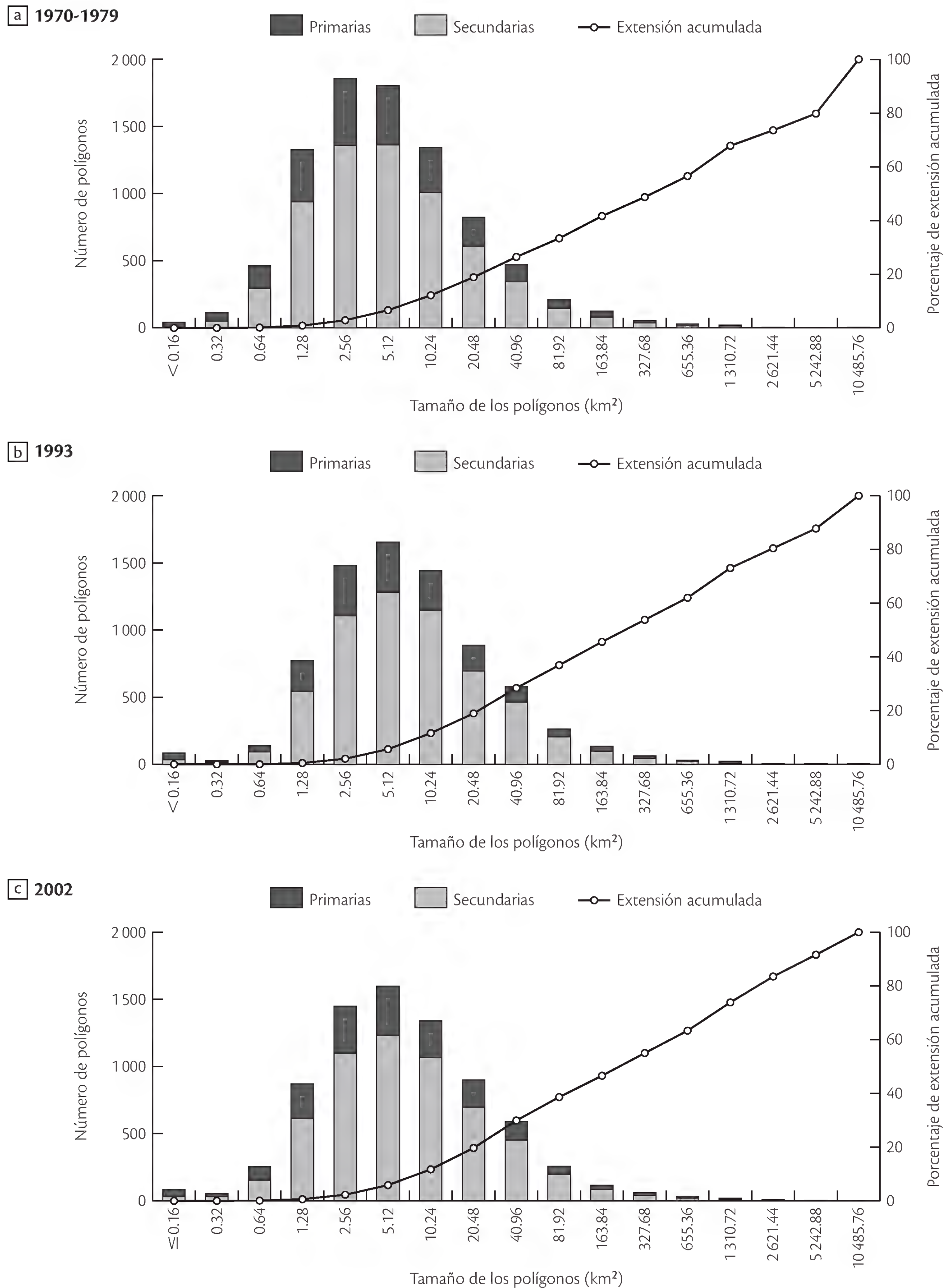


Figura 2.3 Análisis de fragmentación de las selvas subhúmedas del país. Distribución de frecuencias del tamaño de los polígonos que representan a las selvas subhúmedas (primarias: barras oscuras; secundarias: barras claras) en las *Cartas de uso actual del suelo y vegetación* del INEGI: ***(a)*** Serie I, *ca.* 1970; ***(b)*** Serie II, *ca.* 1993, y ***(c)*** Serie III, 2002 (INEGI 1980, 2001, 2005).

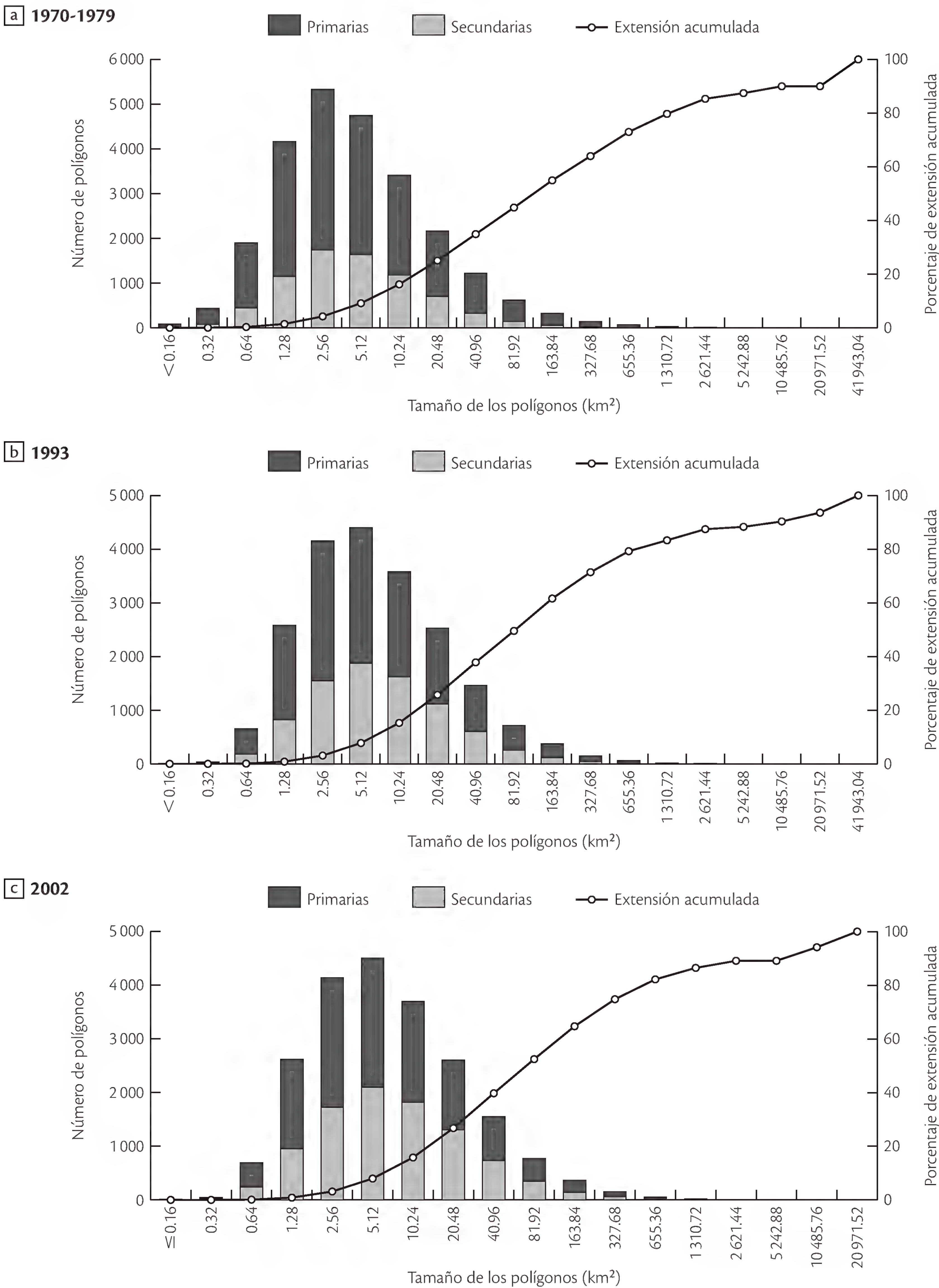


Figura 2.4 Análisis de fragmentación de los bosques templados del país. Distribución de frecuencias del tamaño de los polígonos que representan a los bosques templados (primarios: barras oscuras; secundarios: barras claras) en las *Cartas de uso actual del suelo y vegetación* del INEGI: ***(a)*** Serie I, *ca.* 1970; ***(b)*** Serie II, *ca.* 1993, y ***(c)*** Serie III, 2002 (INEGI 1980, 2001, 2005).

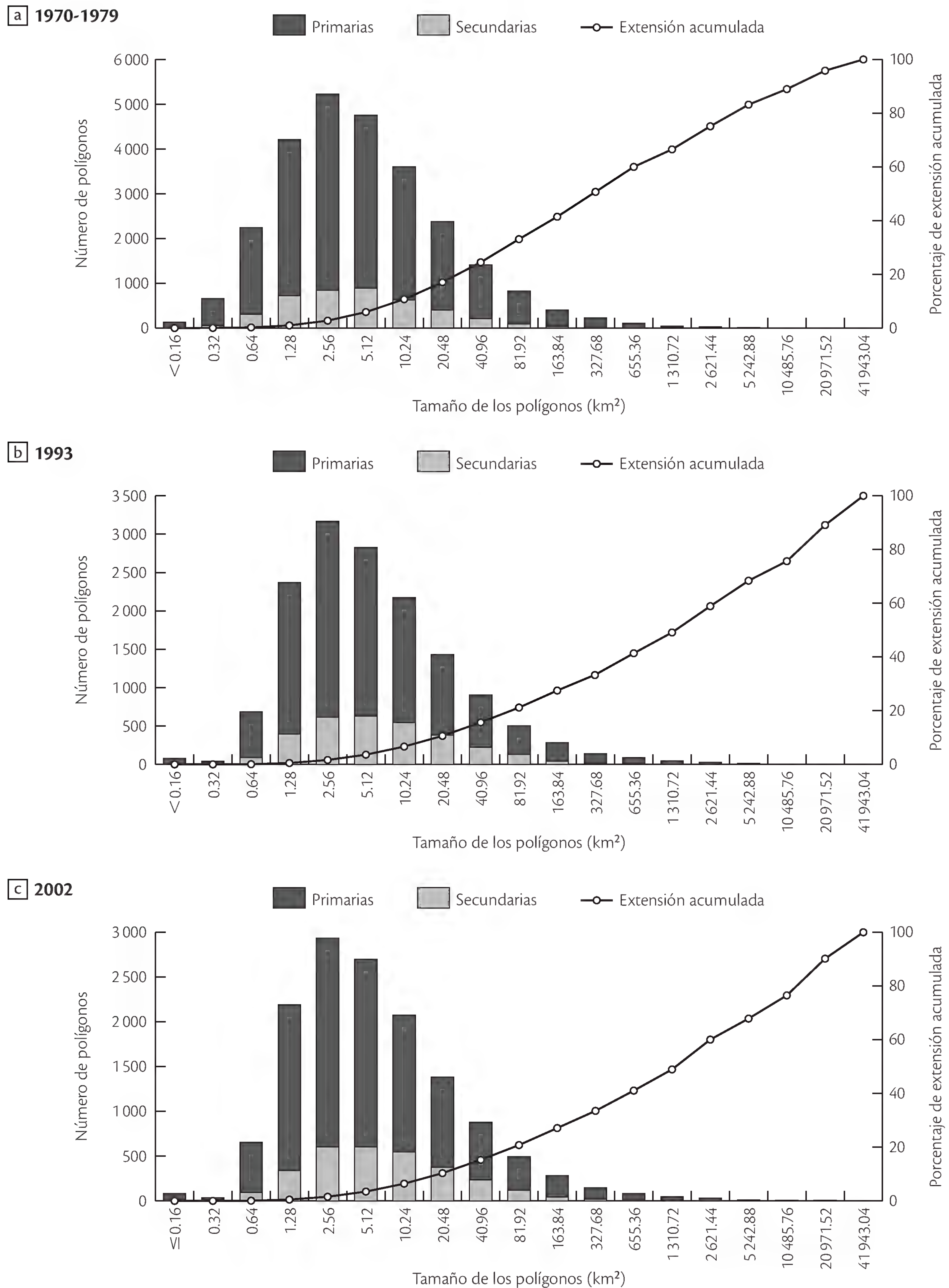


Figura 2.5 Análisis de fragmentación de los matorrales xerófilos del país. Distribución de frecuencias del tamaño de los polígonos que representan a los matorrales xerófilos (primarios: barras oscuras; secundarios: barras claras) en las *Cartas de uso actual del suelo y vegetación* del INEGI: ***(a)*** Serie I, *ca.* 1970; ***(b)*** Serie II, *ca.* 1993, y ***(c)*** Serie III, 2002 (INEGI 1980, 2001, 2005).

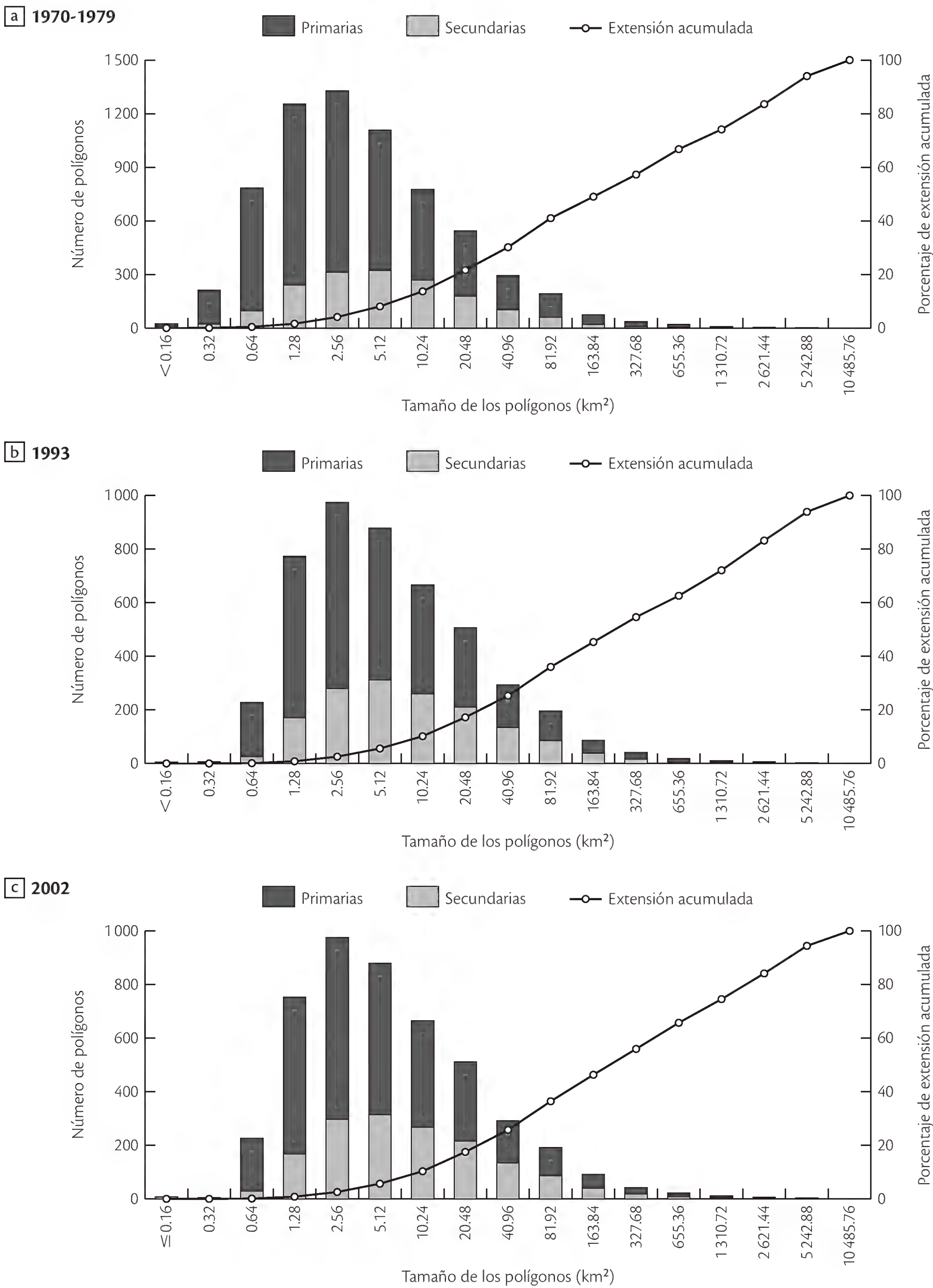


Figura 2.6 Análisis de fragmentación de los pastizales del país. Distribución de frecuencias del tamaño de los polígonos que representan a los pastizales (primarios: barras oscuras; secundarios: barras claras) en las *Cartas de uso actual del suelo y vegetación* del INEGI: ***(a)*** Serie I, *ca.* 1970; ***(b)*** Serie II, *ca.* 1993, y ***(c)*** Serie III, 2002 (INEGI 1980, 2001, 2005).

de hectáreas y, dado que los pastizales naturales, cultivados e inducidos, solo cubren en conjunto cerca de 29 millones de hectáreas, el resto de la superficie con actividad ganadera debe ubicarse directamente en vegetación natural, en la forma de ganadería extensiva, que no implica la eliminación de la cubierta vegetal original y su sustitución por pastizales cultivados o inducidos.

El impacto de las actividades humanas sobre los ecosistemas terrestres no se ha limitado a la explotación de los bosques y selvas, la degradación de la vegetación natural, el desmonte y la sustitución por cultivos, potreros o asentamientos humanos. En muchos casos, esos impactos directos van seguidos por la aplicación de malas prácticas de manejo forestal o agrícola, incluso sobrepastoreo, que han producido serios problemas de degradación del suelo. Durante los años 2001 y 2002, como parte del Inventario Nacional Forestal y de Suelos, la Semarnat hizo una evaluación (a escala 1 : 250 000) de la degradación de los suelos inducida por el hombre.

Aunque se elaboró mediante métodos visuales semicuantitativos, la evaluación de Semarnat-Colpos (2003) muestra (cuadro 2.2) que, para entonces, los suelos afectados por algún tipo de degradación representaban alrededor de 45% de la superficie total del país; en 5% de la superficie afectada se presentaba un deterioro severo (*i.e.*, la productividad de los terrenos, en el caso de pre-

Cuadro 2.2 Superficie del país afectada por diferentes tipos y niveles de degradación del suelo inducida por el hombre (hectáreas)

Tipo de degradación		Estado de degradación				
		Ligero	**Moderado**	**Severo**	**Extremo**	**Total**
Erosión eólica	Con deformación del terreno	74 742	6 217	3 548	0	84 507
	Con pérdida de suelo superficial	5 450 374	11 388 543	642 340	12 330	17 493 587
	Efectos fuera del sitio	306	674 879	47 907	0	723 092
	Total	**5 525 422**	**12 069 639**	**693 795**	**12 330**	**18 301 186**
Erosión hídrica	Con deformación del terreno	423 427	1 814 298	395 689	16 991	2 650 405
	Con pérdida de suelo superficial	12 598 578	7 040 845	378 524	16 130	20 034 077
	Efectos fuera del sitio	64 330	98 340	9 812	744	173 226
	Total	**13 086 335**	**8 953 483**	**784 025**	**33 865**	**22 857 708**
Degradación física	Anegamiento	15 689	1 044	887	1 141	18 761
	Compactación	6 623 022	1 181 582	44 538	0	7 849 142
	Disminución de la disponibilidad de agua	3 713	414 179	37 255	0	455 147
	Encostramiento y sellado	151 916	57 030	3 484	1 980	214 410
	Pérdida de productividad	63 480	713 520	590 826	1 582 948	2 950 774
	Total	**6 857 820**	**2 367 355**	**676 990**	**1 586 069**	**11 488 234**
Degradación química	Disminución de la fertilidad y del contenido de materia orgánica	17 753 660	13 858 498	400 262	3 314	32 015 734
	Eutroficación	123 402	71 798	0	0	195 200
	Contaminación química	778 836	279 733	130 594	29 561	1 218 724
	Salinización/alcalinización	540 749	501 905	52 771	118	1 095 543
	Total	**19 196 647**	**14 711 934**	**583 627**	**32 993**	**34 525 201**
Degradación no detectable	Estable bajo influencia humana					285 106
	Estable bajo condiciones naturales					55 148 056
	Tierras no utilizadas					50 222 546
	Total					**105 655 708**

Fuente: Semarnat-Colpos (2003).

dios o de granjas, es irrecuperable a menos que se realicen proyectos de restauración) o extremo (la productividad es irrecuperable y su restauración materialmente imposible) y en el restante 95% un grado de deterioro de ligero (con alguna reducción apenas perceptible en su productividad) a moderado (con una marcada reducción en la productividad). La tipología de procesos de degradación de los suelos son: afectación química (alrededor de 34.5 millones de hectáreas), erosión hídrica (22.7 millones de hectáreas), erosión eólica (18.3 millones de hectáreas) y la degradación física (11.5 millones de hectáreas).

En prácticamente todos los suelos del país que muestran degradación química, esta se debe a la reducción de su fertilidad por pérdida de nutrientes. La Península de Yucatán y amplias zonas de las planicies de Sinaloa y Tabasco muestran de manera importante este tipo de degradación (Fig. 2.7). Las zonas afectadas por erosión hídrica alcanzan 11.7% del territorio, sobre todo en las zonas montañosas. La erosión eólica se presenta principalmente en las zonas secas del norte. Por último, la degradación física (*i.e.*, pérdida de la capacidad del sustrato para absorber y almacenar agua debido a la compactación, endurecimiento o recubrimiento del suelo) no afecta grandes extensiones, pero es importante porque es un proceso prácticamente irreversible.

2.3 Principales alteraciones y transformaciones que han experimentado los ecosistemas y paisajes terrestres en las últimas décadas

Lambin *et al.* (2001) enfatizaron la necesidad de estudiar los procesos de cambio en la cobertura del suelo para entender las causas y consecuencias de los procesos de degradación, desertificación, disminución de la biodiversidad y, en general, de la pérdida del capital natural y cultural. Vitousek *et al.* (1997) señalaron que el análisis de los patrones y cambios de uso del suelo ofrece un marco de referencia sobre la condición de los ecosistemas.

Los diversos esfuerzos que, a lo largo de los últimos 40 años, se han desarrollado para inventariar la vegetación

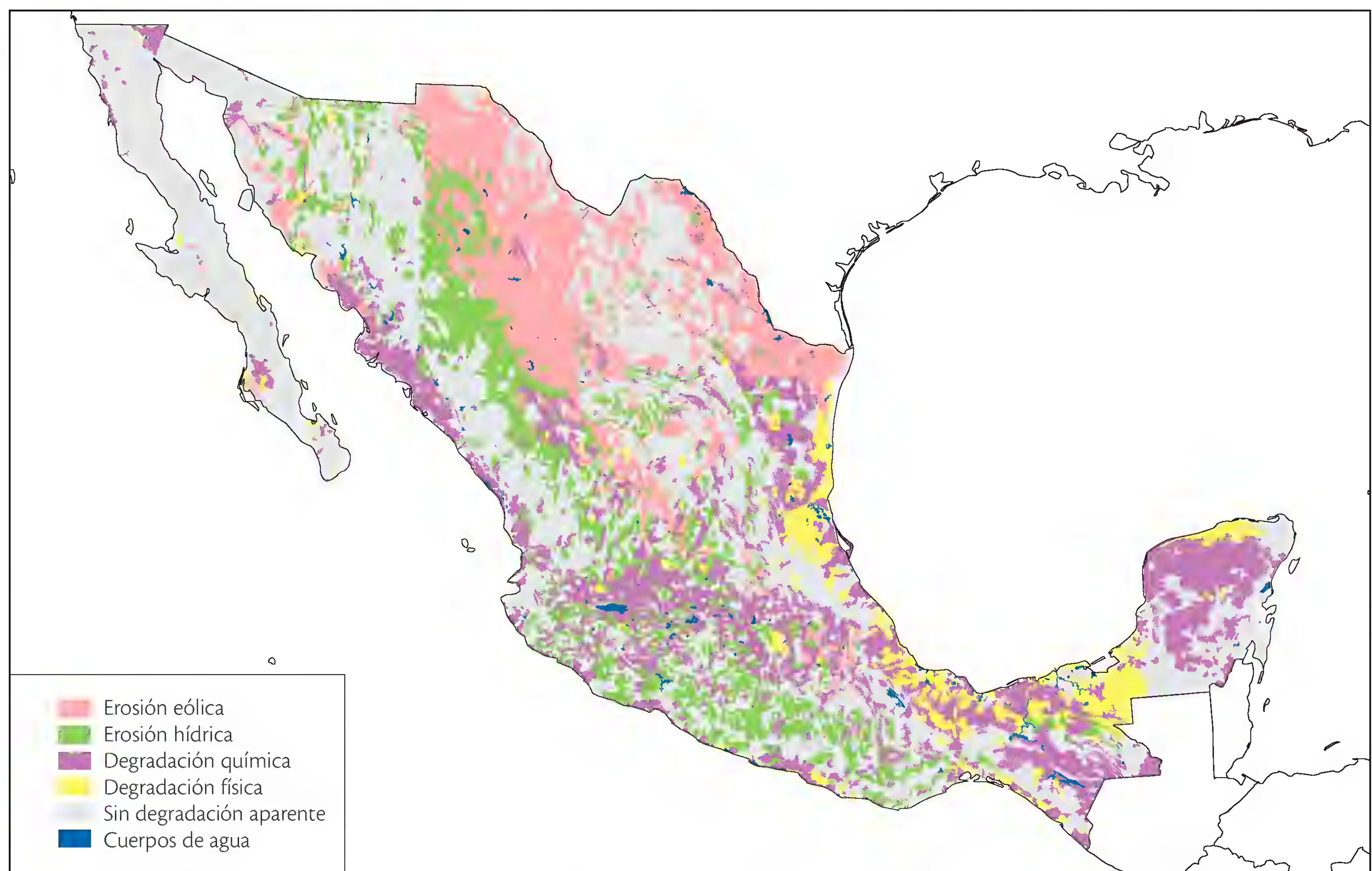


Figura 2.7 Tipos de degradación del suelo causada por el hombre. Fuente: Semarnat-Colpos (2003).

y el uso del suelo en el país, deberían permitir hacer comparaciones entre las distintas fechas y conocer las tasas y patrones de modificación de la cubierta vegetal y de uso del suelo. El primer análisis de este tipo en México lo hicieron el Instituto Nacional de Ecología y la UNAM (Velázquez *et al.* 2002). Esa investigación se enfocó en comparar las bases de datos entonces disponibles (*Cartas de uso actual del suelo y vegetación* del INEGI, Serie I, y versión preliminar de la Serie II y *Carta de vegetación del Inventario Nacional Forestal* 2000) para obtener predicciones acerca de la dinámica de la cubierta del suelo y las tasas de pérdida del capital natural. Los detalles metodológicos y la variedad de resultados derivados del estudio se encuentran en Mas *et al.* (2004). Mediante ese estudio, por primera vez en la historia del país y por iniciativa de dependencias oficiales (INEGI, Semarnap e INE), se llevó a cabo un análisis de cambio de uso de suelo basado en información cartográfica confiable, compatible en sus indicadores y comparable en sus escalas.

Sin embargo, como se encontró en el estudio del INE y la UNAM y como se menciona en la sección introductoria de este capítulo, las diferentes fuentes de información, tecnologías y esquemas de clasificación empleados en la elaboración de los inventarios disponibles de la vegetación y el uso del suelo del país hacen que sus resultados no sean entera y directamente comparables entre sí y que su utilidad para examinar los procesos de transformación de la cubierta vegetal se vea limitada. A pesar de que las estimaciones cuantitativas no son tan precisas como sería deseable y deben tomarse con cierta precaución, la información disponible sí permite identificar varias tendencias.

La *Carta de vegetación primaria potencial* indica que, potencialmente, los matorrales podrían haber ocupado cerca de la tercera parte (31%) del territorio nacional, seguidos en extensión por las selvas (26%, casi a partes iguales entre selvas húmedas y subhúmedas), los bosques templados (24%) y los pastizales (8%) (cuadro 2.1). De acuerdo con la *Carta de uso actual del suelo y vegetación*, Serie I, para la década de 1970 aún se mantenían tres cuartas partes de la superficie originalmente cubierta por bosques, 68% de la extensión original de las selvas y 91% de los matorrales xerófilos; los pastizales naturales se habían reducido a 61% (cuadro 2.1). Dos décadas después (hacia 1993), las existencias se habrían reducido a 73% de la extensión original de bosques templados, 61% de selvas húmedas, 67% de las subhúmedas y 86% de matorrales, y había 64% de pastizales (véase más adelante sobre estos valores). Finalmente, según la *Carta de uso actual del suelo y vegetación*, Serie III, para 2002 aún se conservaba 72.6% de la superficie original de bosques, 59% de las selvas húmedas, 64% de selvas subhúmedas, 85% de los matorrales y solo 63% de los pastizales.

De forma tentativa se puede decir que hasta el año 2002 habría ocurrido una pérdida histórica neta de hasta 103 289 km^2 de selvas húmedas, 94 223 km^2 de selvas subhúmedas, 129 000 km^2 de bosques templados, 91 000 km^2 de matorrales xerófilos y más de 59 000 km^2 de pastizales. Aun cuando la mayor parte de estas transformaciones ocurrieron a lo largo de la historia previa a la década de 1970 (véase el capítulo 1 de este volumen), en las últimas décadas (1970-2002) se han registrado pérdidas importantes: de 1970 a 2002 se dio una pérdida total de 22 972 km^2 de selvas húmedas (a una tasa aproximada de 88 000 hectáreas por año en promedio), 10 622 km^2 de selvas subhúmedas (alrededor de 40 800 hectáreas por año), 9 000 km^2 de bosques (a una tasa promedio de 34 000 hectáreas por año), 34 919 km^2 de matorrales (unas 134 000 hectáreas por año) y cerca de 3 300 km^2 de pastizales (a una tasa promedio de casi 13 000 hectáreas por año).

Las cifras de vegetación remanente también incluyen a las comunidades secundarias. Si se considera solo la vegetación primaria, se observan transformaciones aún mayores. Hacia la década de 1970 la extensión remanente de selvas húmedas primarias representaba solo 33.4% de su probable extensión original, igual que la posible extensión de selvas subhúmedas se conservaba en 34%; de los bosques templados primarios 62%, de los matorrales xerófilos 84% de la extensión original y solo se conserva 45% de la superficie de pastizales. En las últimas décadas (1970 a 2002) las selvas húmedas primarias se han seguido perdiendo o transformando hasta llegar a solo 15.7% de su probable extensión original, las selvas subhúmedas a 27.4%, los bosques primarios a 47%, los matorrales a 78% y los pastizales a 39 por ciento.

A lo largo del periodo entre 1970 y 1993, bosques, selvas, matorrales y pastizales primarios que ocupaban unos 13.8 millones de hectáreas en diferentes partes del país, fueron eliminados para dedicar los terrenos a otros usos o alterados y reemplazados por comunidades secundarias, a un ritmo promedio de 810 000 hectáreas por año. Estas transformaciones afectaron particularmente los bosques templados (en promedio 276 000 hectáreas por año) y las selvas húmedas (alrededor de 233 000 hectáreas por año); 1.3 millones de hectáreas de selvas subhúmedas primarias, 2.8 millones de hectáreas de matorrales primarios y 930 000 hectáreas de pastizales

primarios también fueron sustituidas o degradadas durante ese periodo.

Hasta hace poco, el ritmo de transformación o alteración de la vegetación primaria ha disminuido, aunque sigue siendo muy importante. De 1993 a 2002 un total de 4.4 millones de hectáreas previamente cubiertas por bosques, selvas, matorrales xerófilos y pastizales primarios fueron dedicadas a otros usos o reemplazadas por comunidades secundarias, a un ritmo promedio de 484 000 hectáreas por año. En este lapso los bosques primarios sufrieron las mayores afectaciones (2.6 millones de hectáreas en total), pues fueron eliminados o alterados a un ritmo de 293 000 hectáreas por año; la extensión total de selvas húmedas primarias dañadas fue de 534 000 hectáreas (59 000 hectáreas por año), la de matorrales xerófilos de 837 507 hectáreas, la de selvas subhúmedas de 302 307 hectáreas y la de pastizales de 42 638 hectáreas.

En la década de 1970 las áreas dedicadas a la agricultura sumaban cerca de 26 millones de hectáreas y las ocupadas en la ganadería 14.3 millones de hectáreas (8.5 millones de hectáreas con pastizales cultivados y otros 5.8 millones con pastizales inducidos), en tanto que los que se reconocen como asentamientos humanos y áreas urbanas cubrían solo 200 000 hectáreas. Dos décadas después (hacia 1993), las zonas agrícolas y pecuarias se habrían extendido a un ritmo promedio neto de 376 000 hectáreas por año hasta cubrir, en conjunto, alrededor de 46.7 millones de hectáreas. La superficie dedicada a pueblos y ciudades habría alcanzado 1.1 millones de hectáreas; con un crecimiento de casi 54 000 hectáreas por año. El ritmo de expansión de la frontera agrícola y pecuaria disminuyó ligeramente durante el periodo comprendido entre 1993 y 2002, cuando estas áreas aumentaron en unas 327 000 hectáreas por año, para alcanzar un total de 49.7 millones de hectáreas. Los asentamientos humanos y zonas urbanas se incrementaron en casi 18 000 hectáreas por año durante ese mismo periodo.

En la figura 2.2 se muestran los rasgos generales del proceso de sustitución y fragmentación en las selvas húmedas del país. En la década de 1970 se reconocía un total de 8 647 fragmentos (polígonos) de este tipo de vegetación, la mediana de cuyo tamaño era de 280.5 hectáreas; en esa época, 30% de la extensión de selvas húmedas estaba constituida por fragmentos menores de 80 km^2. Para 1993, solo se reconocía un total de 5 967 fragmentos de selva húmeda, cuya mediana de tamaño era de 431 hectáreas, lo que sugiere que durante ese periodo fueron, sobre todo, fragmentos relativamente pequeños los que se transformaron para otros usos del suelo; para entonces 32% de la extensión remanente de selvas estaba fragmentada (*i.e.*, porciones menores de 80 km^2). Para 2002, el área fragmentada aumentó a 33% de la extensión remanente, al tiempo que el número de fragmentos aumentó a 6 066 y la mediana de su tamaño disminuyó a 402 hectáreas. Estos resultados principalmente reflejan el proceso de sustitución de las selvas húmedas a otros usos del suelo durante el periodo comprendido entre la década de 1970 y 1993 (cuando su extensión total disminuyó de 17.4 a 15.6 millones de hectáreas) y, posteriormente, el proceso de fragmentación ocurrido de 1993 a 2002 (cuando la extensión total solo disminuyó de 15.6 a 15.2 millones de hectáreas).

En las selvas subhúmedas (Fig. 2.3) se observa quizá un proceso inverso, primero de fragmentación (entre 1970 y 1993) y luego de sustitución (entre 1993 y 2002). Los 17.5 millones de hectáreas de selvas subhúmedas remanentes hacia la década de 1970 estaban constituidas por un total de 8 705 fragmentos, cuya mediana de tamaño era de 311 hectáreas; 33% de esa extensión estaba fragmentada. Para 1993 solo quedaban 7 605 fragmentos, donde la mediana era de 438 hectáreas y, aunque la extensión fragmentada aumentó a 37%, la extensión total todavía era de 17.4 millones de hectáreas. En contraste, para 2002 la extensión total disminuyó a 16.4 millones de hectáreas (38% de las cuales estaban fragmentadas), constituidas por 7 646 fragmentos, con una mediana de 407 hectáreas.

Aparentemente, en los bosques templados (Fig. 2.4) el patrón predominante ha sido el de fragmentación con una gradual sustitución. Hacia la década de 1970, había un total de 24 647 fragmentos de bosque templado, con una mediana de 270 hectáreas; 44% de los 35.1 millones de hectáreas totales estaba fragmentado. Para 1993, aunque solo se reconocían 20 727 fragmentos, la mediana era de 401 hectáreas, la extensión total aún era de 34.5 millones de hectáreas, 49% de las cuales estaban fragmentadas. Para 2002, el área fragmentada aumentó a 52% del total de 34.2 millones de hectáreas remanentes, al tiempo que el número de fragmentos y la mediana de su tamaño crecieron a 21 229 y 409 hectáreas, respectivamente.

En los matorrales xerófilos (Fig. 2.5), en contraste, el patrón predominante fue el de sustitución. De los 54.4 millones de hectáreas cubiertas por este tipo de vegetación (en forma de 26 259 polígonos con una mediana de 279 hectáreas) en la década de 1970, 32.8% estaba fragmentado. Para 1993, los matorrales xerófilos se redujeron a solo 14 795 fragmentos (mediana del tamaño = 323 hectáreas), que cubrían una extensión total de 51.8 mi-

llones de hectáreas, 21% de las cuales estaban fragmentadas. Para 2002, la extensión total se redujo aún más (a 50.9 millones de hectáreas y 14 037 fragmentos, cuya mediana era de 334 hectáreas), sin que aumentara la extensión fragmentada (20.6% de la extensión total).

Respecto a los pastizales (Fig. 2.6), los datos disponibles no permiten identificar un patrón de cambio simple; posiblemente los cambios que el concepto de pastizales ha tenido durante las tres ediciones de las *Cartas de uso actual del suelo y vegetación* (véase cuadro 2.1) sean parte de esta dificultad. Hacia la década de 1970 se reconocían unos 6 668 fragmentos de pastizal, con una mediana de 218 hectáreas y que ocupaban unos 10 millones de hectáreas, 40.6% de las cuales estaban fragmentadas. Para 1993 solo se reconocían 4 695 fragmentos de pastizal (mediana del tamaño = 327 hectáreas), con una extensión total de 10.4 millones de hectáreas y 36% de fragmentación. Para 2002 aún se reconocían 4 684 fragmentos de pastizal, con una extensión total de 10.3 millones de hectáreas, con una mediana del tamaño de 335 hectáreas y el mismo grado de fragmentación.

En general, las selvas son los ecosistemas terrestres del país que, a lo largo de la historia, han tenido las mayores transformaciones y afectaciones por las actividades humanas, tanto en la superficie que se ha dedicado a otros usos del suelo (alrededor de 10.3 millones de hectáreas de selvas húmedas y 9.4 millones de hectáreas de selvas subhúmedas), como en la proporción que esta representa de su probable extensión original (40.4% de las selvas húmedas y 36.3% de las subhúmedas) y en el grado de perturbación que han experimentado: solo 26% de las selvas húmedas y 43.6% de las subhúmedas que existen actualmente son primarias, y 33% de la extensión de selvas húmedas y 38% de la de subhúmedas está fragmentado en manchones menores de 80 km^2. En segundo lugar se encuentran los bosques templados, cuya extensión se ha reducido, potencialmente, en 27% de los cerca de 47 millones de hectáreas que se estima pudieron ocupar originalmente, a solo 34.2 millones de hectáreas en el año 2002 (incluyendo bosques primarios y secundarios), 52% de las cuales están fragmentadas. Igualmente importantes son los daños causados a los matorrales xerófilos, cuya extensión ha disminuido en 15%, de los 60 millones de hectáreas que quizá ocuparon originalmente, a solo 51 millones en la actualidad. Esto es particularmente importante ya que las selvas son los ecosistemas que albergan la mayor parte de la biodiversidad del país, mientras que los matorrales desérticos concentran una gran cantidad de especies que son endémicas de México.

2.4 Procesos responsables de las alteraciones y transformaciones que han experimentado los ecosistemas y paisajes terrestres en las últimas décadas

Inferir los procesos que han producido las transformaciones observadas en los ecosistemas terrestres debería ser posible, en principio, mediante un análisis longitudinal de los cambios experimentados en el territorio nacional, desde su hipotética situación original referida en la *Carta de vegetación primaria potencial* y a lo largo del tiempo, como los describen las tres series de la *Carta de uso actual del suelo y vegetación*. Desafortunadamente, como se analiza en el recuadro 2.1, las disparidades entre esas cartas dificultan este tipo de análisis. Más importante aún, Turner y Meyer (1994) muestran que el análisis del cambio de coberturas y usos del suelo debe considerar los aspectos sociales (para entender la dinámica de ocupación y uso del territorio), económicos (para detectar fuentes desencadenadoras de los procesos) y culturales (para ubicar el contexto de uso en la percepción social) junto con la evaluación biofísica (a partir de bases de datos geoespaciales multitemporales y multiescalares) y sus posibles consecuencias para deducir escenarios sobre la pérdida de capital natural o biodiversidad, los efectos probables del cambio global, planificación de uso del suelo, entre muchas otras aplicaciones. Abordar un estudio de esta magnitud, para todo el país, está mucho más allá de las posibilidades de información disponible actualmente y de los alcances del presente trabajo.

Teniendo en mente esas limitaciones, sin embargo, el análisis comparativo de las cuatro cartas disponibles sí permite visualizar al menos los principales patrones de cambio ocurridos en las regiones bioclimáticas más importantes del país a lo largo del tiempo.

2.4.1 Selvas húmedas

En los 25.5 millones de hectáreas que comprende la zona de distribución potencial de las selvas húmedas del país (de acuerdo con la *Carta de vegetación primaria potencial*), para la década de 1970 (según la *Carta de uso actual del suelo y vegetación*, Serie I) solo se registraba un total de 7.9 millones de hectáreas de selvas húmedas en buen estado de conservación (reconocibles como vegetación primaria).[2] Junto con 1.3 millones de hectáreas de comunidades primarias de otros tipos de vegetación también presentes en esta zona bioclimática (seguramente por efecto de la diferencia de escalas de las cartas),

se tenía entonces un total de 9.2 millones de hectáreas de vegetación primaria remanente hacia la década de 1970 en la zona de selvas húmedas del país (Fig. 2.8). Estos ecosistemas poco alterados se conservaban, sobre todo, en la parte sur de la Península de Yucatán, la Sierra Lacandona y en las zonas limítrofes de los estados de Veracruz, Oaxaca y Chiapas (Fig. 2.13). Al mismo tiempo, la cubierta vegetal original de un total de ocho millones de hectáreas —ubicadas principalmente en la porción central de la Península de Yucatán (Fig. 2.13)— tenía diversos grados de perturbación de manera que para la década de 1970 aparecían cubiertas por comunidades secundarias (Fig. 2.8). Los cambios más drásticos habrían ocurrido en las llanuras de los estados de Veracruz y Tabasco, la sierra del sur de Chiapas y la parte norte del estado de Yucatán (Figs. 2.13 y 2.16), donde casi la totalidad de la vegetación original de selvas húmedas habría sido eliminada para dedicar el terreno a la cría de ganado (5.6 millones de hectáreas) o a la agricultura (2.4 millones de hectáreas). Cabe aclarar que en este tipo de bioclimas se practica la agricultura trashumante, misma que, por sus peculiaridades, no se puede analizar adecuadamente con el nivel de resolución de la información disponible para este trabajo.

De acuerdo con la *Carta de uso actual del suelo y vegetación*, Serie II), para 1993 las comunidades primarias se habrían reducido a solo cinco millones de hectáreas como consecuencia, sobre todo, de la degradación de la vegetación: los procesos de perturbación habrían afectado a unos 3.9 millones de hectáreas de comunidades primarias, en especial en la parte sur de la Península de Yucatán, las costas de Quintana Roo y Oaxaca y la Sierra Lacandona (Fig. 2.14), para alcanzar un total de 10.7 millones de hectáreas cubiertas por vegetación secundaria (Fig. 2.8). En la carta de la Serie II ya no es posible separar los terrenos agrícolas de los pecuarios pero, en conjunto, estos habrían aumentado a 9.3 millones de hectáreas, a expensas de la sustitución de otros 1.5 millones de hectáreas de vegetación secundaria y unas 708 000 hectáreas de comunidades primarias, sobre todo en la parte sur del estado de Veracruz, en Tabasco, Campeche y la Sierra Lacandona (Fig. 2.14). Aparentemente, algunos procesos de regeneración también ocurrieron durante este periodo, sobre todo en la parte norte del estado de Veracruz y el norte de Quintana Roo (Figs. 2.14 y 2.16). En esas zonas, alrededor de 700 000 hectáreas que en la década de 1970 habían estado dedicadas a la agricultura o la ganadería, en 1993 aparecían cubiertas de vegetación secundaria (Fig. 2.8) y otras 106 000 hectáreas incluso mostraban comunidades en buen estado de conservación (reconocibles como vegetación primaria).

Para 2002 (Fig. 2.8), las comunidades primarias se habrían reducido a solo 4.4 millones de hectáreas, pero se mantenía la misma extensión total de comunidades secundarias como resultado del balance entre los procesos de perturbación (que habrían afectado a unas 865 000 hectáreas de comunidades primarias, sobre todo en Campeche, en la Sierra Lacandona y en el límite entre los estados de Veracruz, Oaxaca y Chiapas, véase Fig. 2.15), la sustitución de comunidades secundarias a otros usos del suelo (más de 1.1 millones de hectáreas de vegetación secundaria habrían sido convertidas a terrenos agrícolas o pecuarios en pequeñas porciones en diferentes partes del país) y a la regeneración de la vegetación (unas 509 000 hectáreas que en 1993 aparecían como dedicadas a la agricultura o ganadería aparecían ahora cubiertas por vegetación secundaria). De esa manera, los terrenos agrícolas y pecuarios habían aumentado aún más hasta alcanzar 10 millones de hectáreas (6.6 dedicadas a la ganadería y 3.4 a la agricultura). Durante este periodo también se habrían dado procesos de regeneración: cerca de 509 000 hectáreas anteriormente dedicadas a la agricultura o la ganadería, para 2002 aparecían cubiertas de vegetación secundaria y unas 103 000 hectáreas incluso tenían comunidades reconocibles como vegetación primaria (Fig. 2.8).

2.4.2 Selvas subhúmedas

En los 25.9 millones de hectáreas que comprende la zona de distribución potencial de las selvas subhúmedas del país, para la década de 1970 solo se registraba un total de 7.2 millones de hectáreas reconocibles como vegetación primaria, junto con otros 1.9 millones de hectáreas de comunidades primarias de otros tipos de vegetación también presentes en esta zona bioclimática, lo que da 9.1 millones de hectáreas de vegetación primaria remanente en la zona de selvas subhúmedas del país (Fig. 2.9). Estos ecosistemas poco alterados se conservaban, sobre todo, en la Sierra de La Laguna (en el estado de Baja California Sur), en el pie de la Sierra Madre Occidental (en el sur de Sonora y Sinaloa), en las sierras de la costa de Jalisco, en la cordillera costera del sur (en los límites entre Michoacán y Guerrero) y en la porción sur de las sierras orientales y la costa de Oaxaca (Fig. 2.17). La cubierta vegetal original de alrededor de 8.3 millones de hectáreas —ubicadas principalmente en la Depresión del Balsas, las sierras y valles y la costa de Guerrero y la porción NW

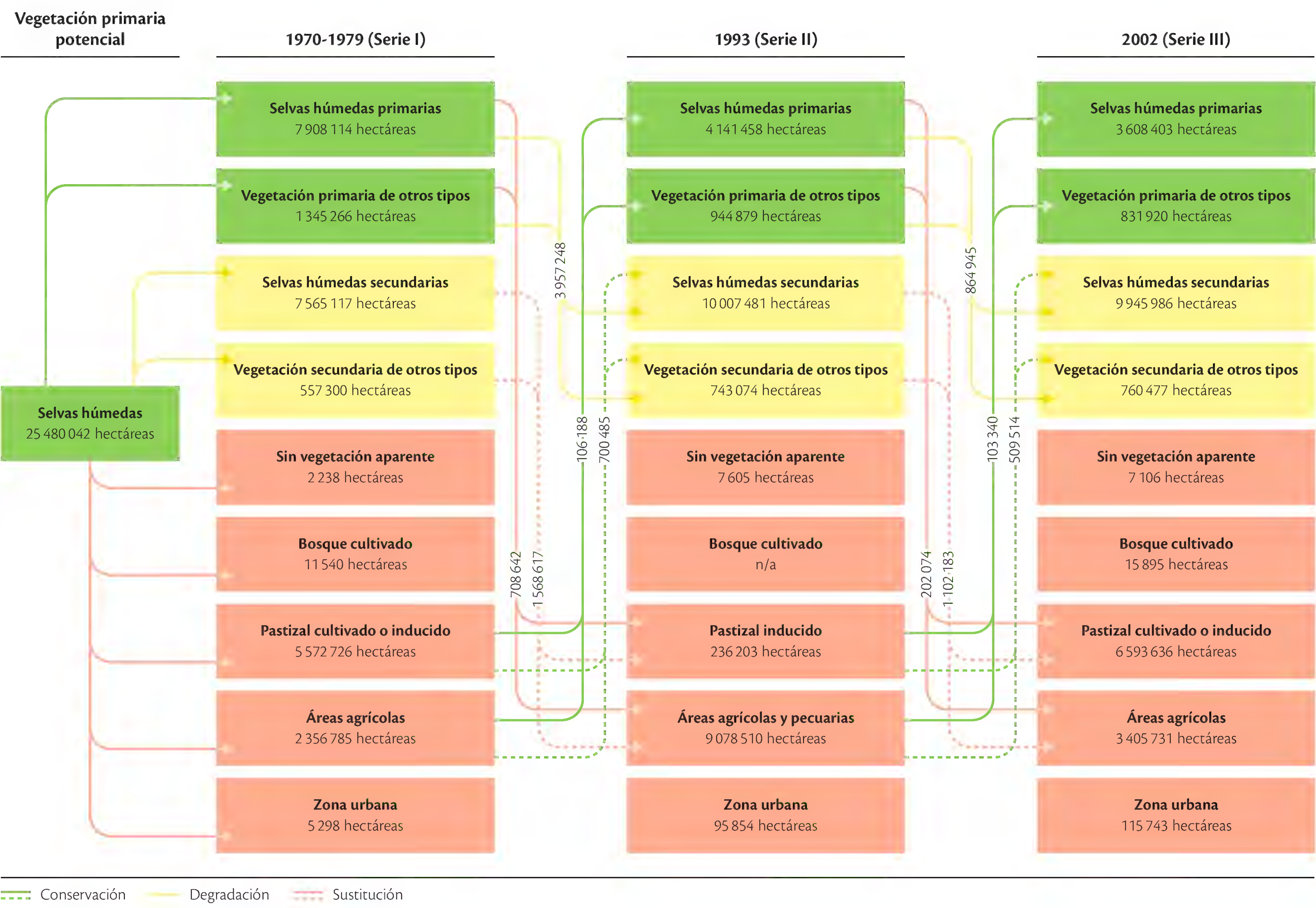


Figura 2.8 Cambios en el uso del suelo en la zona bioclimática de selvas húmedas desde la década de los setenta en los 25.5 millones de hectáreas de la zona de distribución potencial de las selvas húmedas del país.

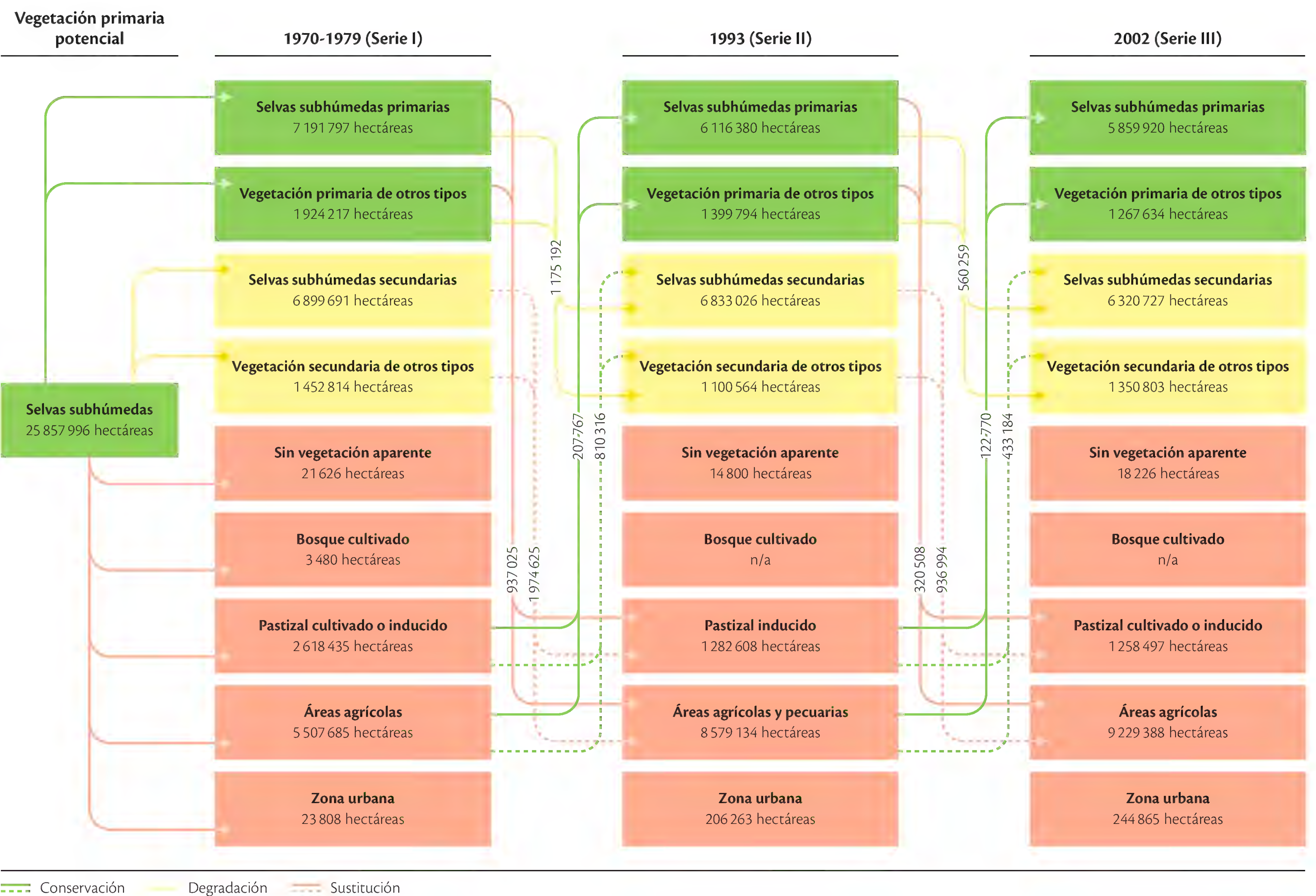


Figura 2.9 Cambios en el uso del suelo en la zona bioclimática de selvas subhúmedas desde la década de los setenta en los 26 millones de hectáreas de la zona de distribución potencial de las selvas subhúmedas del país

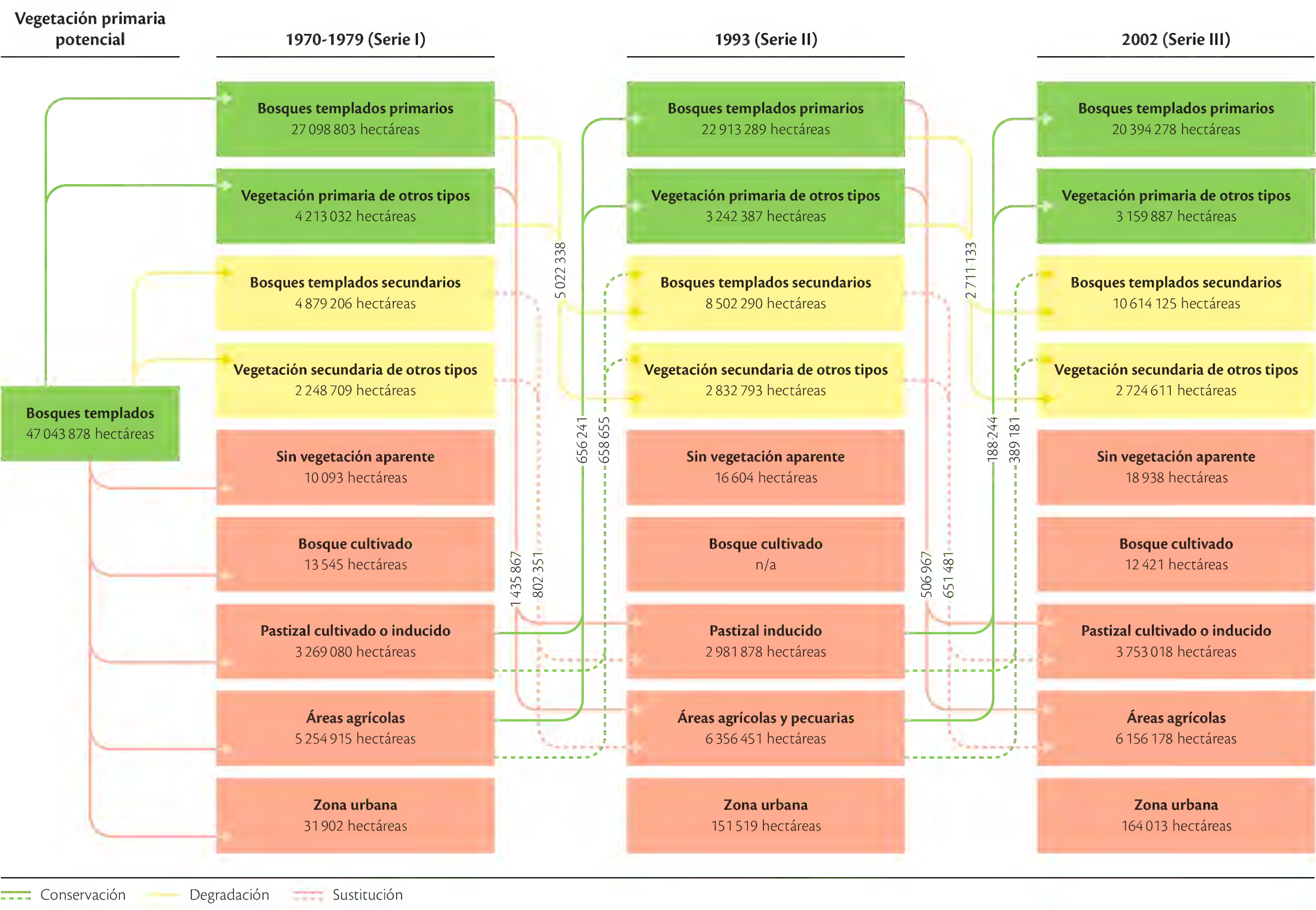


Figura 2.10 Cambios en el uso del suelo en la zona bioclimática de bosques templados desde la década de los setenta en los 47 millones de hectáreas de la zona de distribución potencial de los bosques templados del país

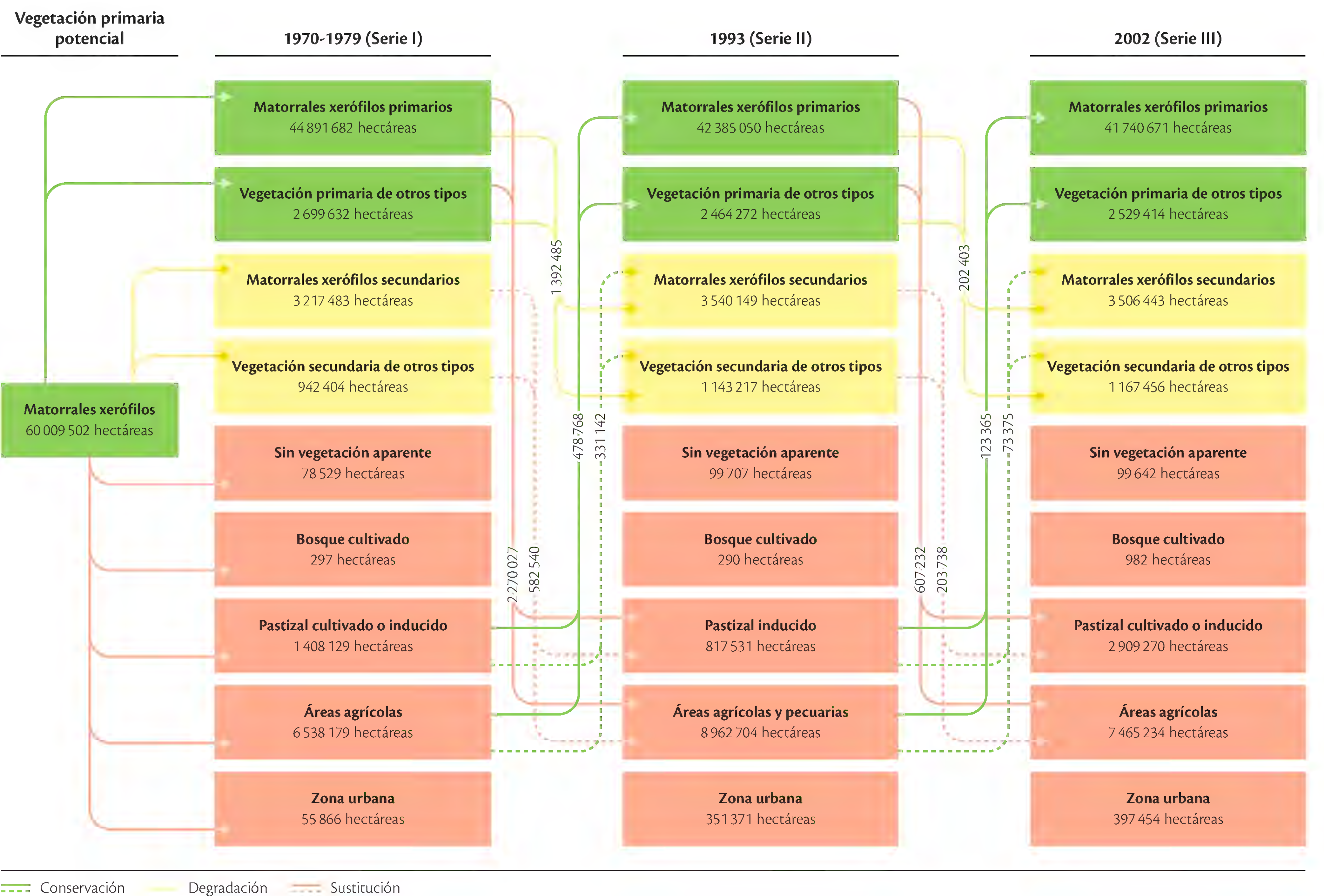


Figura 2.11 Cambios en el uso del suelo en la zona bioclimática de matorrales xerófilos desde la década de los setenta en los 60 millones de hectáreas de la zona de distribución potencial de los matorrales xerófilos del país

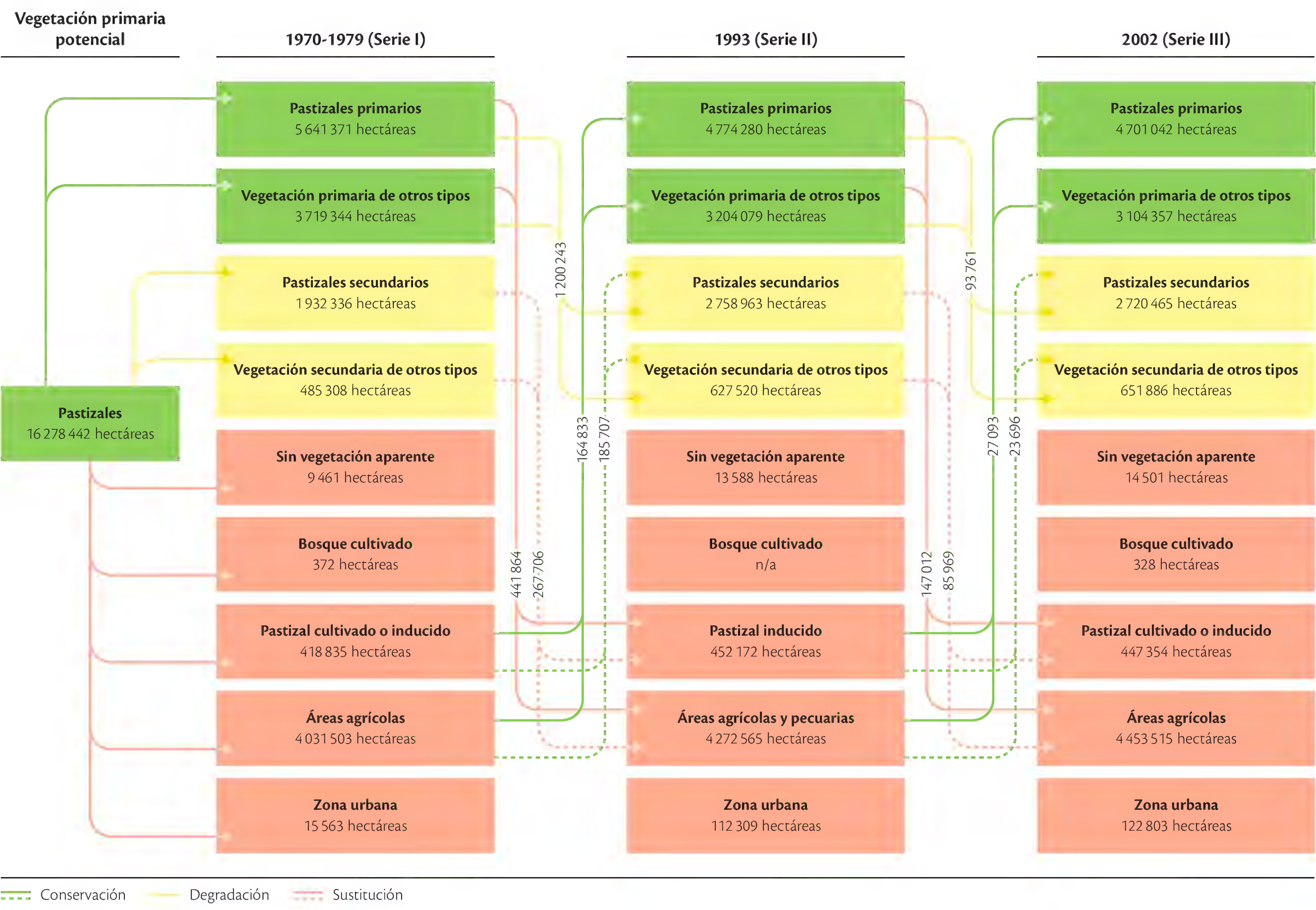


Figura 2.12 Cambios en el uso del suelo en la zona bioclimática de pastizales desde la década de los setenta en los 16.3 millones de hectáreas de la zona de distribución potencial de los pastizales del país

de la Península de Yucatán (Fig. 2.17)— habría sufrido diversos grados de perturbación y, para la década de 1970, esas zonas aparecían cubiertas por comunidades secundarias (Fig. 2.9). Un total de 5.5 millones de hectáreas de selvas subhúmedas habrían sido eliminadas —sobre todo en la parte baja de la Sierra Madre Occidental y en la costa de Sinaloa, el delta del Río Grande de Santiago, las sierras y valles guerrerenses, las sierras del sur de Puebla, la Depresión del Balsas, las sierras y valles de Oaxaca, la Depresión Central de Chiapas y la porción NW de la Península de Yucatán— para dedicar el terreno a la agricultura, y otros 2.6 millones de hectáreas habrían sido convertidas en potreros para la ganadería, en particular en la zona limítrofe entre los estados de Tamaulipas y Veracruz (Fig. 2.17).

Para 1993 (Fig. 2.9), las comunidades primarias se habían reducido a solo 7.5 millones de hectáreas, como resultado de la degradación de 1.2 millones de hectáreas a comunidades secundarias (particularmente en las costas de Jalisco, Colima y Michoacán y en la porción sur de las Sierras Orientales de Oaxaca; véase Fig. 2.18) y la conversión de unas 900 000 hectáreas a terrenos agrícolas y pecuarios. A pesar de eso, la extensión de comunidades secundarias disminuyó a 7.9 millones de hectáreas, debido a su conversión en terrenos agrícolas (más de 1.6 millones hectáreas) o pecuarios (unas 300 000 hectáreas), en especial en el estado de Tamaulipas (Fig. 2.18). De esa manera, las tierras agrícolas y pecuarias habrían alcanzado, en conjunto, unos 9.9 millones de hectáreas. También en este caso, se dieron algunos procesos de regeneración durante este periodo: unas 810 000 hectáreas que, en la década de 1970 habían estado dedicadas a la agricultura o la ganadería, en 1993 tenían cubiertas de vegetación secundaria (sobre todo en el NW de la Península de Yucatán) y otras 207 000 hectáreas contaban incluso con comunidades reconocibles como vegetación primaria (Figs. 2.9 y 2.18).

Para 2002 (Fig. 2.9) solo quedaban alrededor de siete millones de hectáreas de selvas subhúmedas primarias, como consecuencia de la degradación (que habría afectado a unas 560 000 hectáreas) y la conversión a terrenos agrícolas o pecuarios (cerca de 320 000 hectáreas), sobre todo en Sonora, Sinaloa y las costas de Jalisco, Colima y Michoacán (Fig. 2.19). La extensión de selvas subhúmedas secundarias se había reducido a 7.6 millones de hectáreas debido a su conversión (unas 900 000 hectáreas) a terrenos agrícolas o pecuarios, en particular en las costas de Guerrero, el estado de Veracruz y la Depresión Central de Chiapas (Fig. 2.19). De esa manera, los terrenos agrícolas y pecuarios en la zona de selvas subhúmedas habían alcanzado ya más de 10.4 millones de hectáreas (9.2 dedicadas a la agricultura y 1.2 a la ganadería). En algunas partes del país —como el extremo NW de la Península de Yucatán— unas 433 000 hectáreas que en 1993 aparecían dedicadas a la agricultura o la ganadería ahora estaban cubiertas por vegetación secundaria y otras 122 000 hectáreas mostraban incluso comunidades reconocibles como vegetación primaria.

2.4.3 Bosques templados

En los 47 millones de hectáreas que comprende la zona de distribución potencial de los bosques templados del país, para la década de 1970 solo se registraba un total de 27 millones de hectáreas de bosques reconocibles como primarios, junto con otros 4.2 millones de hectáreas de comunidades primarias de otros tipos de vegetación también presentes en esta zona bioclimática, para un total de 31.2 millones de hectáreas de vegetación primaria remanente hacia la década de 1970 en la zona de bosques templados del país (Fig. 2.10). Esos bosques poco alterados se conservaban, sobre todo, en la mayor parte de las sierras Madre Occidental, Madre del Sur y Madre de Chiapas (Fig. 2.20). La cubierta vegetal original de unos siete millones de hectáreas —ubicadas sobre todo en los estados de Chiapas (Sierra Norte y Los Altos) y Oaxaca (Sierras Centrales, Oriental y valles) (Fig. 2.20)— habría sufrido diversos grados de perturbación y, para la década de 1970, esas zonas aparecían cubiertas por bosques secundarios (Fig. 2.10). Unos 5.2 millones de hectáreas de bosques habrían sido convertidas (sobre todo en la parte central del Eje Neovolcánico, en la subprovincia de los Lagos y Volcanes del Anáhuac) a tierras agrícolas, y otros 3.2 millones de hectáreas a potreros para la ganadería, particularmente en el Eje Neovolcánico, la Sierra de Los Tuxtlas y otras zonas (Fig. 2.20).

Para 1993 (Fig. 2.10), los bosques primarios se habían reducido a 26.1 millones de hectáreas, sobre todo como resultado de la degradación de cerca de cinco millones de hectáreas a comunidades secundarias (principalmente a lo largo de la cordillera costera del sur en los estados de Michoacán, Guerrero y Oaxaca; véase Fig. 2.21). Asimismo, poco más de 800 000 hectáreas de bosques secundarios habrían sido convertidos a terrenos agrícolas o pecuarios en pequeñas zonas dispersas en diferentes partes del país. Como resultado, para 1993 los bosques secundarios habían alcanzado un total de 11.3 millones de hectáreas y, en conjunto, los terrenos agrícolas y pecuarios

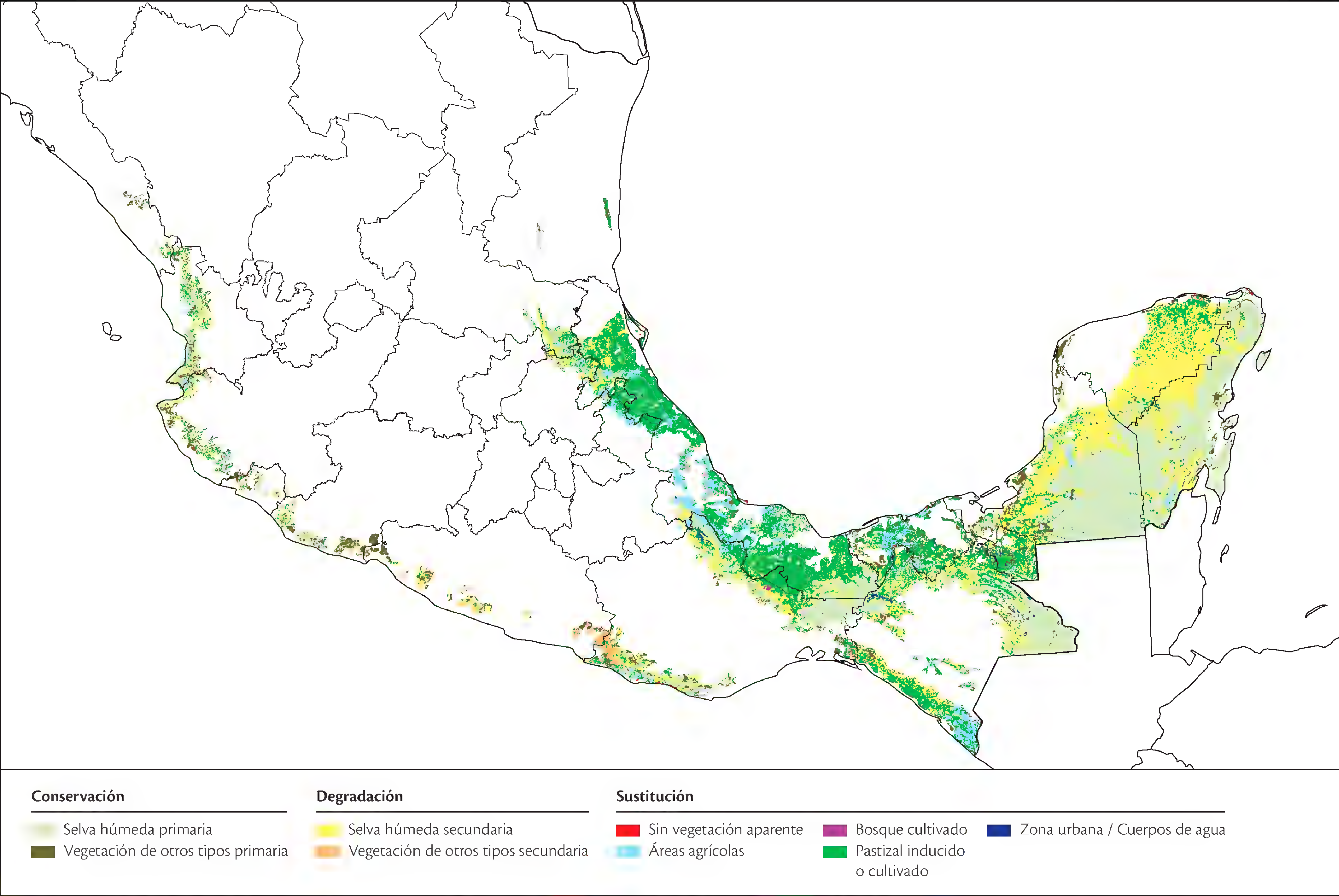


Figura 2.13 Cambios en el uso del suelo hacia la década de 1970 en la zona de distribución potencial de las selvas húmedas.

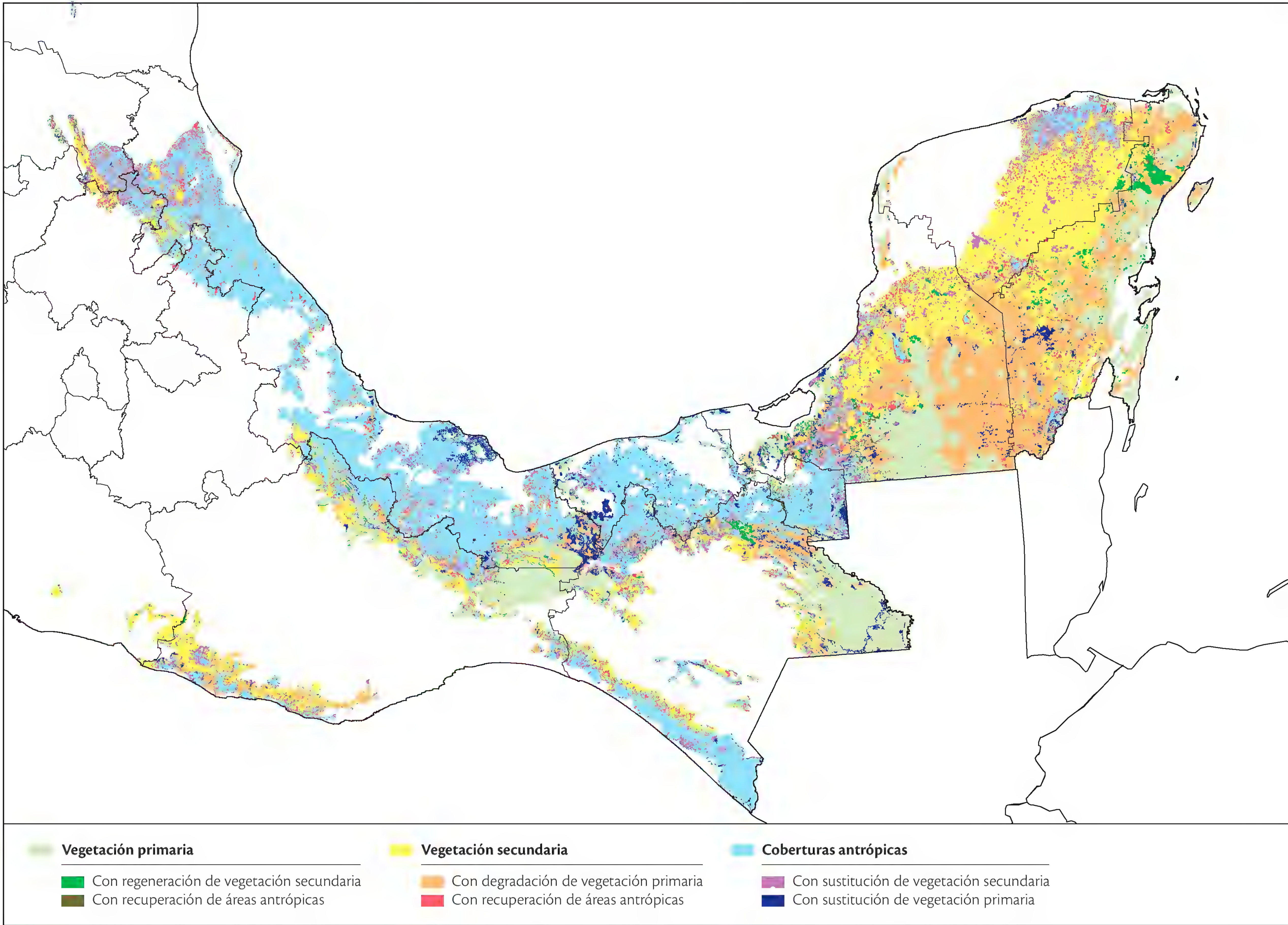


Figura 2.14 Cambios en el uso del suelo ocurridos entre la década de 1970 y 1993 en la zona de distribución potencial de las selvas húmedas.

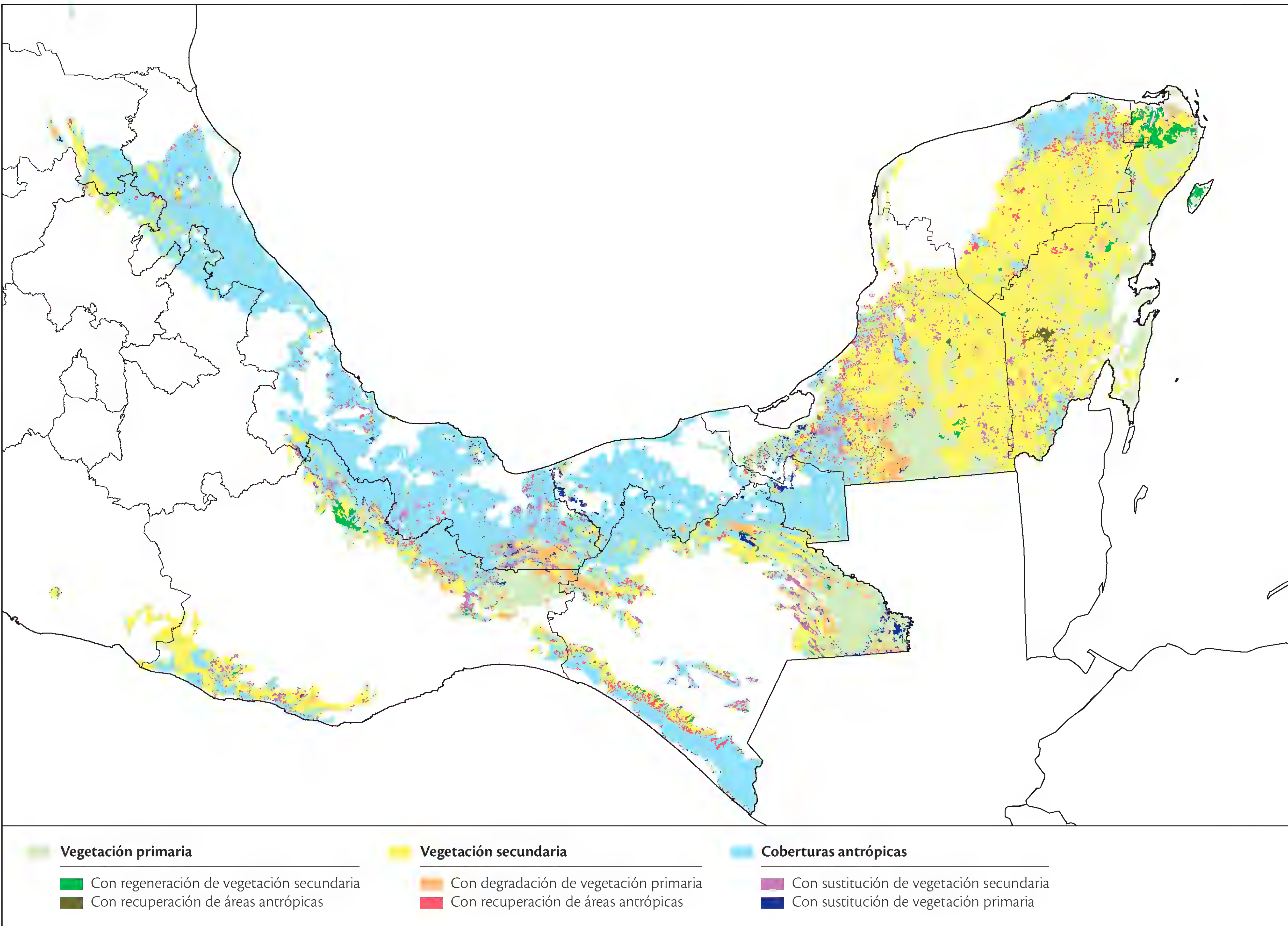


Figura 2.15 Cambios en el uso del suelo ocurridos entre 1993 y 2002 en la zona de distribución potencial de las selvas húmedas.

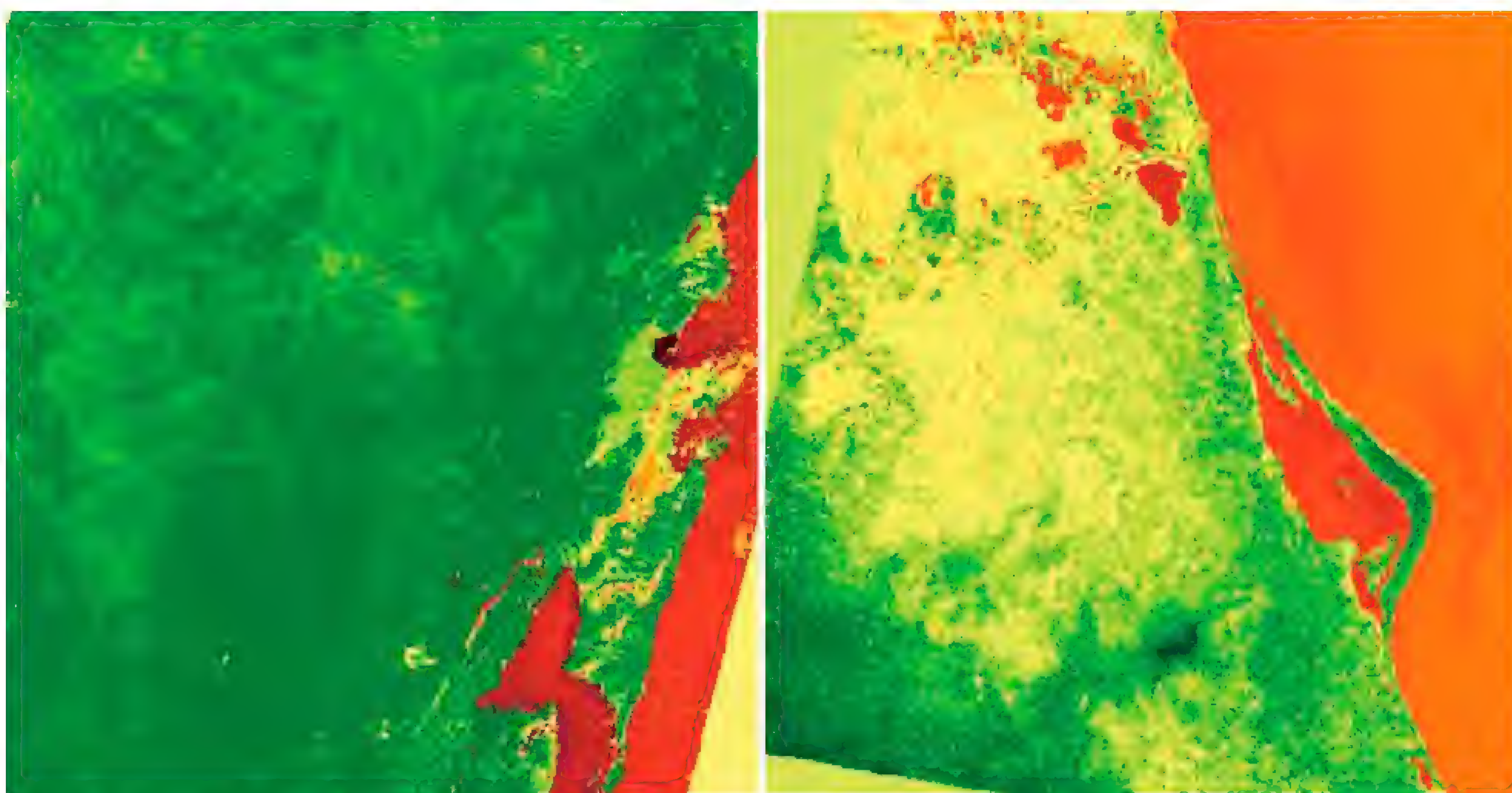


Figura 2.16 Índice de vegetación (NDVI) en ***(a)*** la Península de Yucatán, y ***(b)*** el extremo norte de la costa del estado de Veracruz en 1978 y 1973, respectivamente, calculado a partir de imágenes Landsat MSS; los tonos más intensos de verde denotan mayor cantidad de biomasa vegetal. Las imágenes muestran la amplia extensión de selvas húmedas en buen estado de conservación remanentes en el sur de la Península de Yucatán y la extensiva sustitución de selvas húmedas por potreros y terrenos de cultivo en el estado de Veracruz hacia la década de 1970.

habían aumentado a 9.3 millones de hectáreas (Fig. 2.10). Algunos procesos de regeneración también ocurrieron durante este periodo (por ejemplo, en la Mixteca y las Sierras Centrales de Oaxaca; Fig. 2.21), de manera que unas 658 000 hectáreas antes dedicadas a la agricultura o la ganadería, en 1993 estaban cubiertas por vegetación secundaria y otras 656 000 hectáreas contenían comunidades reconocibles como bosques primarios (Fig. 2.10).

Para 2002 (Fig. 2.10) quedaban unos 23.5 millones de hectáreas de bosques primarios; los procesos de degradación habían dañado otros 2.7 millones de hectáreas y 507 000 hectáreas más habían sido convertidas a terrenos agrícolas o pecuarios, en especial en las mesetas y cañadas del sur de la Sierra Madre Occidental (en el estado de Nayarit), las sierras de Jalisco, las Sierras Orientales y Centrales de Oaxaca y las Sierras del Sur de Chiapas (Fig. 2.22). Otras 651 000 hectáreas de bosques secundarios también habían sido sustituidas. Así, la extensión cubierta por bosques secundarios alcanzó 13.3 millones de hectáreas y los terrenos agrícolas y pecuarios en la zona de bosques templados sumaban casi 10 millones de hectáreas (6.1 dedicadas a la agricultura y 3.7 a la ganadería; Fig. 2.10).

2.4.4 Matorrales xerófilos

De los 60 millones de hectáreas que comprende la zona de distribución potencial de los matorrales xerófilos de México, para la década de 1970 solo se registraban 44.9 millones de hectáreas de matorrales reconocibles como primarios, junto con 2.7 millones de hectáreas de comunidades primarias de otros tipos de vegetación también presentes en esta área bioclimática, lo que da 47.6 millones de hectáreas de vegetación primaria remanente en el decenio de 1970 en la zona de matorrales xerófilos (Fig. 2.11). Esos matorrales en buen estado de conservación se presentaban, especialmente, en la Península de Baja California, la llanura sonorense, las sierras y llanuras del norte y la Mesa Central (Fig. 2.23). El área de matorrales, sobre todo de la porción central de Tamaulipas, del Bolsón de Mapimí y de las llanuras y sierras potosino-zacatecanas (unos 4.1 millones de hectáreas), habría experimentado diversos grados de perturbación y, para la década de 1970, se registraban como matorrales secundarios (Fig. 2.11). Casi ocho millones de hectáreas de matorrales fueron sustituidas —sobre todo en las llanuras costeras y deltas de Sonora y Sinaloa, el Bolsón de

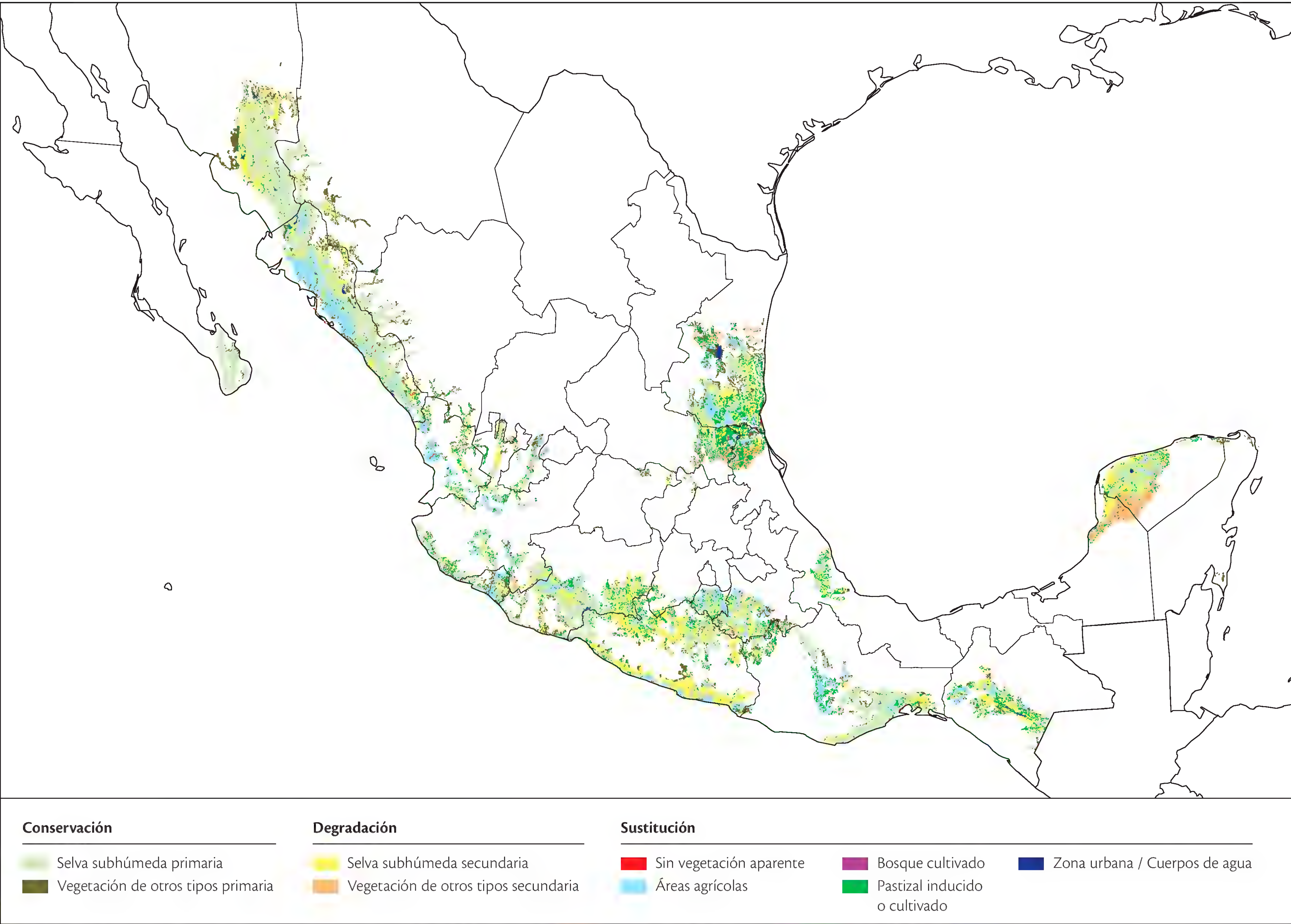


Figura 2.17 Cambios en el uso del suelo hacia la década de 1970 en la zona de distribución potencial de las selvas subhúmedas.

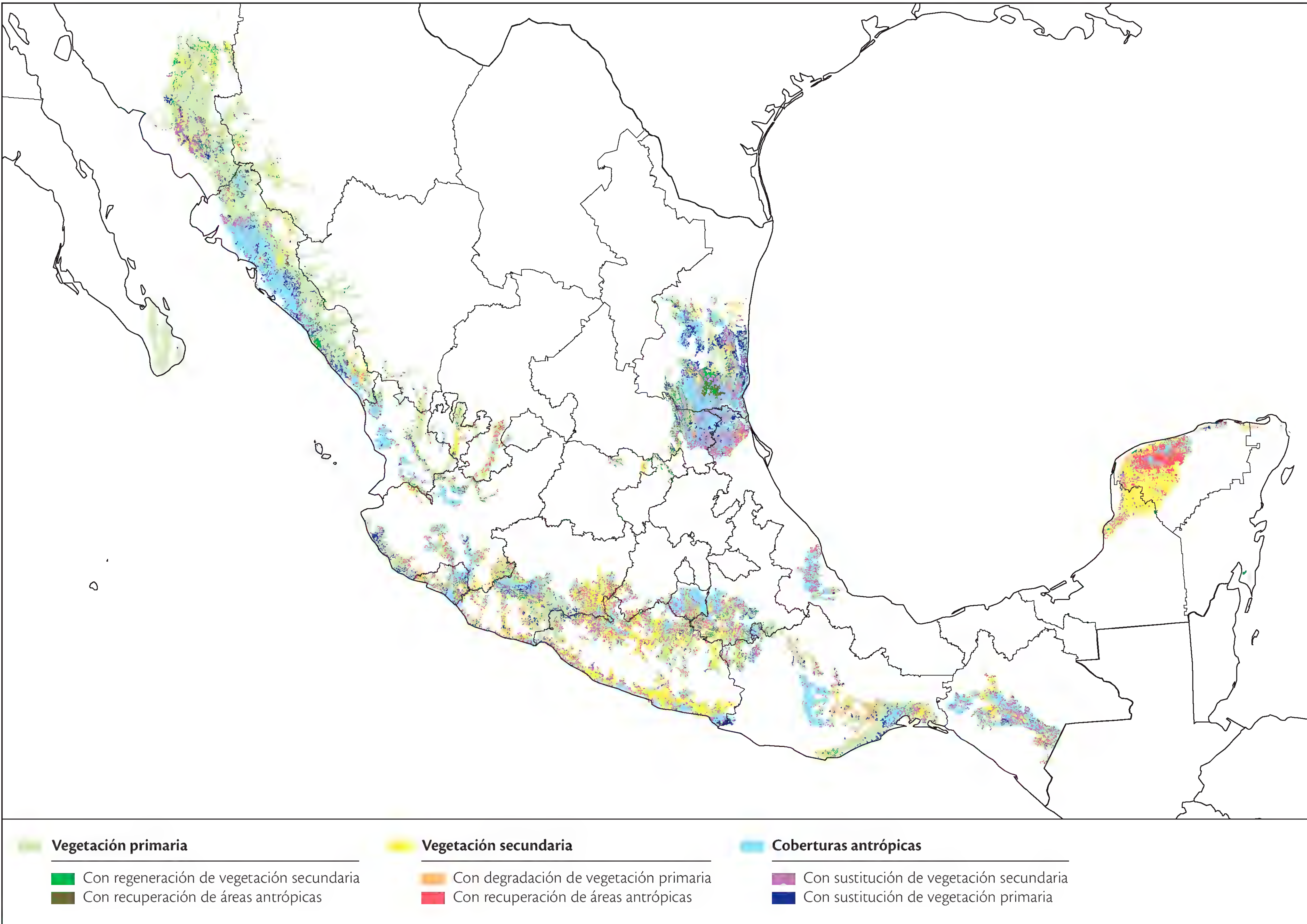


Figura 2.18 Cambios en el uso del suelo ocurridos entre la década de 1970 y 1993 en la zona de distribución potencial de las selvas subhúmedas.

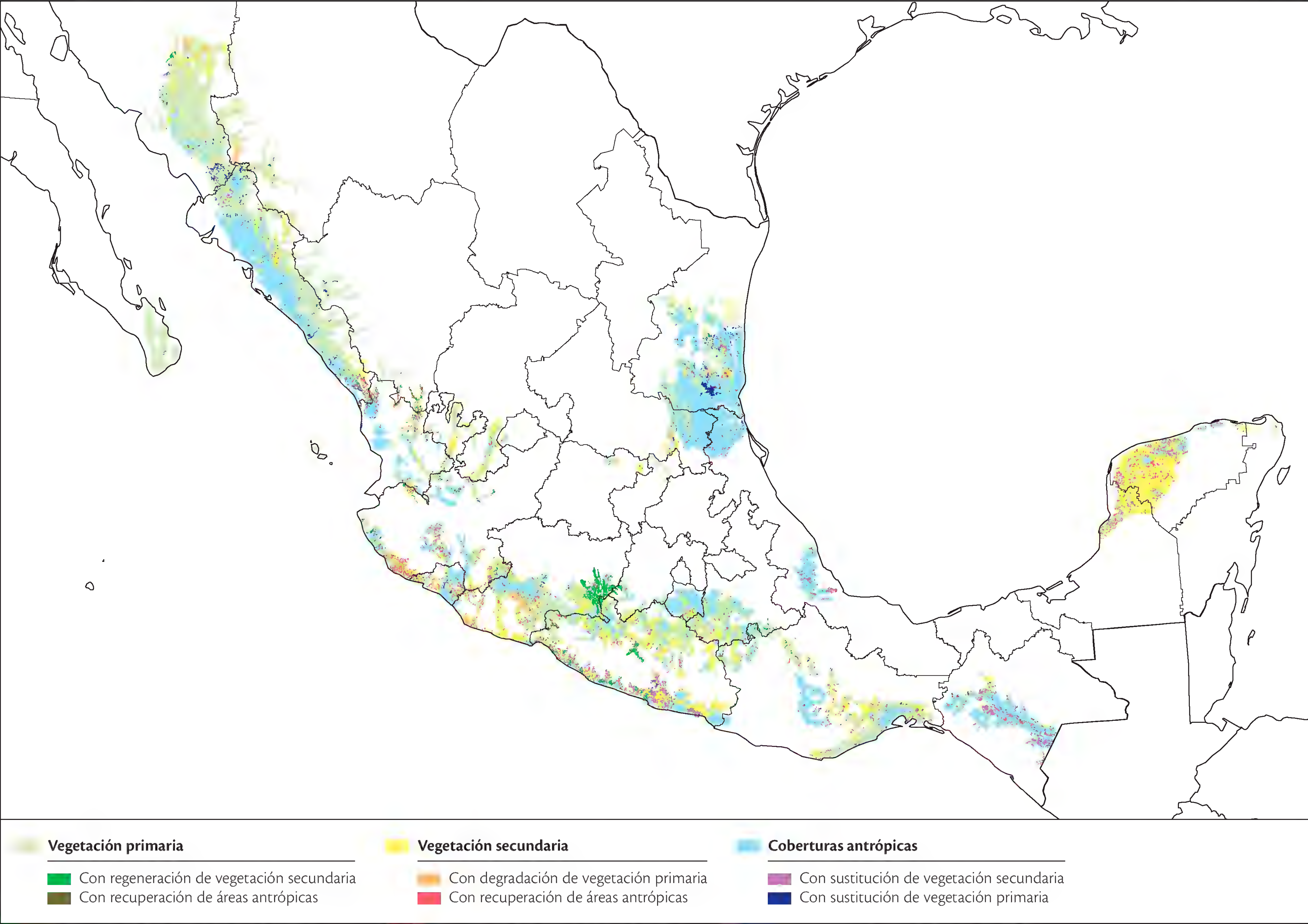


Figura 2.19 Cambios en el uso del suelo ocurridos entre 1993 y 2002 en la zona de distribución potencial de las selvas subhúmedas.

Mapimí, el norte de Tamaulipas, las vertientes norte del Eje Neovolcánico y en las Sierras Centrales de Oaxaca (Fig. 2.23)— por terrenos agrícolas (6.5 millones de hectáreas) o pecuarios (1.4 millones de hectáreas).

Para 1993 (Fig. 2.11), los matorrales primarios se habían reducido a 44.8 millones de hectáreas, por la conversión de cerca de 2.3 millones de hectáreas a terrenos agrícolas o pecuarios y la degradación de 1.4 millones de hectáreas a comunidades secundarias, en particular en las llanuras de Sonora, Chihuahua, Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas (en la frontera con Estados Unidos) y en las vertientes norte del Eje Nevolocánico (Fig. 2.24). Asimismo, alrededor de 582 000 hectáreas de matorrales secundarios habrían sido sustituidos por terrenos agrícolas o pecuarios, sobre todo en las llanuras y sierras potosino-zacatecanas (Fig. 2.24). De esa manera, para 1993 un total de 4.6 millones de hectáreas estaban cubiertas por matorrales secundarios y, en conjunto, los terrenos agrícolas y pecuarios habían aumentado a cerca de 9.8 millones de hectáreas (Fig. 2.11). También en este caso se dieron algunos procesos de regeneración durante este periodo, en especial en las llanuras de Sonora, Coahuila y Tamaulipas y el Bolsón de Mapimí (Fig. 2.24). En esas zonas, unas 331 000 hectáreas que en los años setenta estuvieron ocupadas por la agricultura o la ganadería, en 1993 aparecían cubiertas por matorrales secundarios y en otras 479 000 hectáreas incluso se reconocían comunidades de matorrales primarios (Fig. 2.11).

Para 2002 (Fig. 2.11), los matorrales reconocibles como primarios se habían reducido a unos 44.2 millones de hectáreas, debido principalmente a la conversión de poco más de 607 000 hectáreas a terrenos agrícolas o pecuarios (en particular en el Bolsón de Mapimí) y la degradación de alrededor de 202 000 hectáreas a matorrales secundarios (sobre todo en las llanuras de Chihuahua y Coahuila) (Fig. 2.25). Al mismo tiempo, algo más de 203 000 hectáreas de matorrales secundarios también fueron sustituidos por terrenos agrícolas o pecuarios (Fig. 2.11). Así, la extensión cubierta por matorrales secundarios se mantenía en los mismos 4.6 millones de hectáreas pero los terrenos agrícolas y pecuarios en la zona de matorrales xerófilos aumentaron a 10.3 millones de hectáreas (7.4 dedicadas a la agricultura y 2.9 a la ganadería; Fig. 2.11).

2.4.5 Pastizales

En los 16.3 millones de hectáreas que comprende la zona de distribución potencial de los pastizales del país, para la década de 1970 solo se registraban 5.6 millones de hectáreas de pastizales reconocibles como primarios, junto con otros 3.7 millones de hectáreas de comunidades primarias de otros tipos de vegetación también presentes en esta zona bioclimática, lo que daba un total de 9.3 millones de hectáreas de vegetación primaria aún remanente en la década mencionada en la zona de pastizales (Fig. 2.12). Esos pastizales en buen estado de conservación se presentaban, sobre todo, en las llanuras y médanos del norte (en los estados de Sonora y Chihuahua), las llanuras y sierras de Chihuahua, Coahuila y Durango, las sierras y valles zacatecanos, las llanuras de Ojuelos-Aguascalientes y los Altos de Jalisco (Fig. 2.26). Poco más de 2.4 millones de hectáreas estaban cubiertas por pastizales secundarios, sobre todo en las sierras y llanuras de Durango (en los límites de Chihuahua y Durango) y las sierras de Zacatecas (Figs. 2.12 y. 2.26). Esencialmente todos los pastizales que existían en las llanuras y sierras de los estados de Querétaro, Hidalgo, Estado de México, Tlaxcala y Puebla, así como extensiones importantes en la Sierra Tarahumara y las sierras de Zacatecas habían sido sustituidos por terrenos agrícolas (cuatro millones de hectáreas) y, en menor grado, por pastizales cultivados o inducidos (418 000 hectáreas) (Figs. 2.12 y 2.26).

Para 1993 (Fig. 2.12), los pastizales primarios se habían reducido a 7.9 millones de hectáreas, como resultado sobre todo de la degradación de 1.2 millones de hectáreas a pastizales secundarios, en particular en las llanuras y médanos del norte (norte de Sonora y Chihuahua), las sierras y llanuras de Durango (sur de Chihuahua y norte de Durango) y los Altos de Jalisco (Fig. 2.27). Asimismo, unas 267 000 hectáreas de pastizales secundarios fueron sustituidas por terrenos agrícolas o pastizales cultivados, en pequeñas áreas sobre todo en las sierras y llanuras de Durango (Fig. 2.27). De esa manera, para 1993 un total de 3.3 millones de hectáreas estaban cubiertas por pastizales secundarios y, en conjunto, los terrenos agrícolas y pastizales cultivados o inducidos habían aumentado a cerca de 4.8 millones de hectáreas (Fig. 2.12). Aparentemente, algunos procesos de regeneración también ocurrieron durante este lapso: algo menos de 186 000 hectáreas que en la década de 1970 estuvieron dedicadas a la agricultura o la ganadería, en 1993 aparecían cubiertas por pastizales secundarios y otras 165 000 hectáreas tenían comunidades reconocibles como pastizales primarios (Fig. 2.12).

Para 2002 (Fig. 2.12), los pastizales reconocibles como primarios se habían reducido a unos 7.8 millones de hectáreas como consecuencia de que unas 147 000 hectáreas

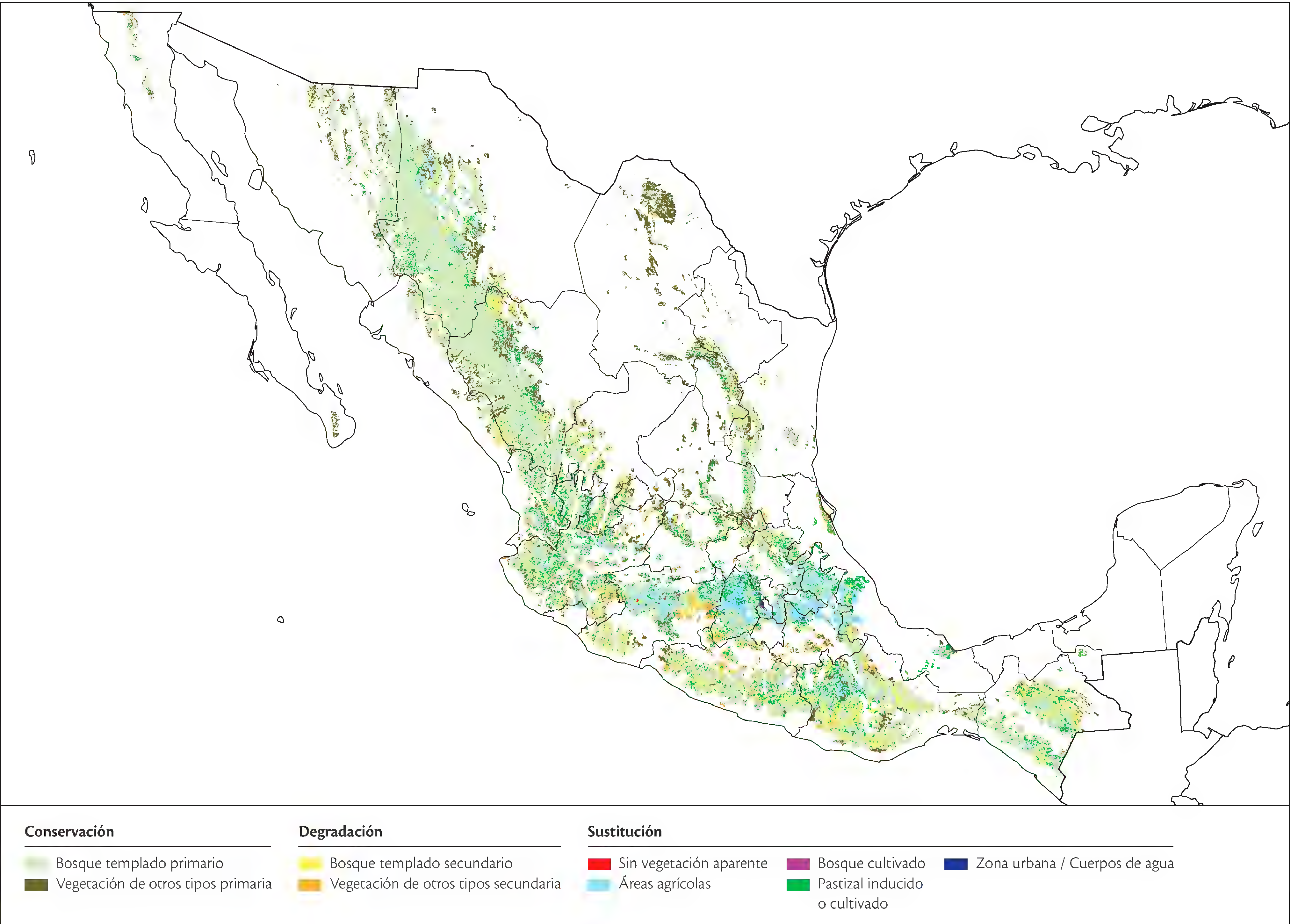


Figura 2.20 Cambios en el uso del suelo hacia la década de 1970 en la zona de distribución potencial de los bosques templados.

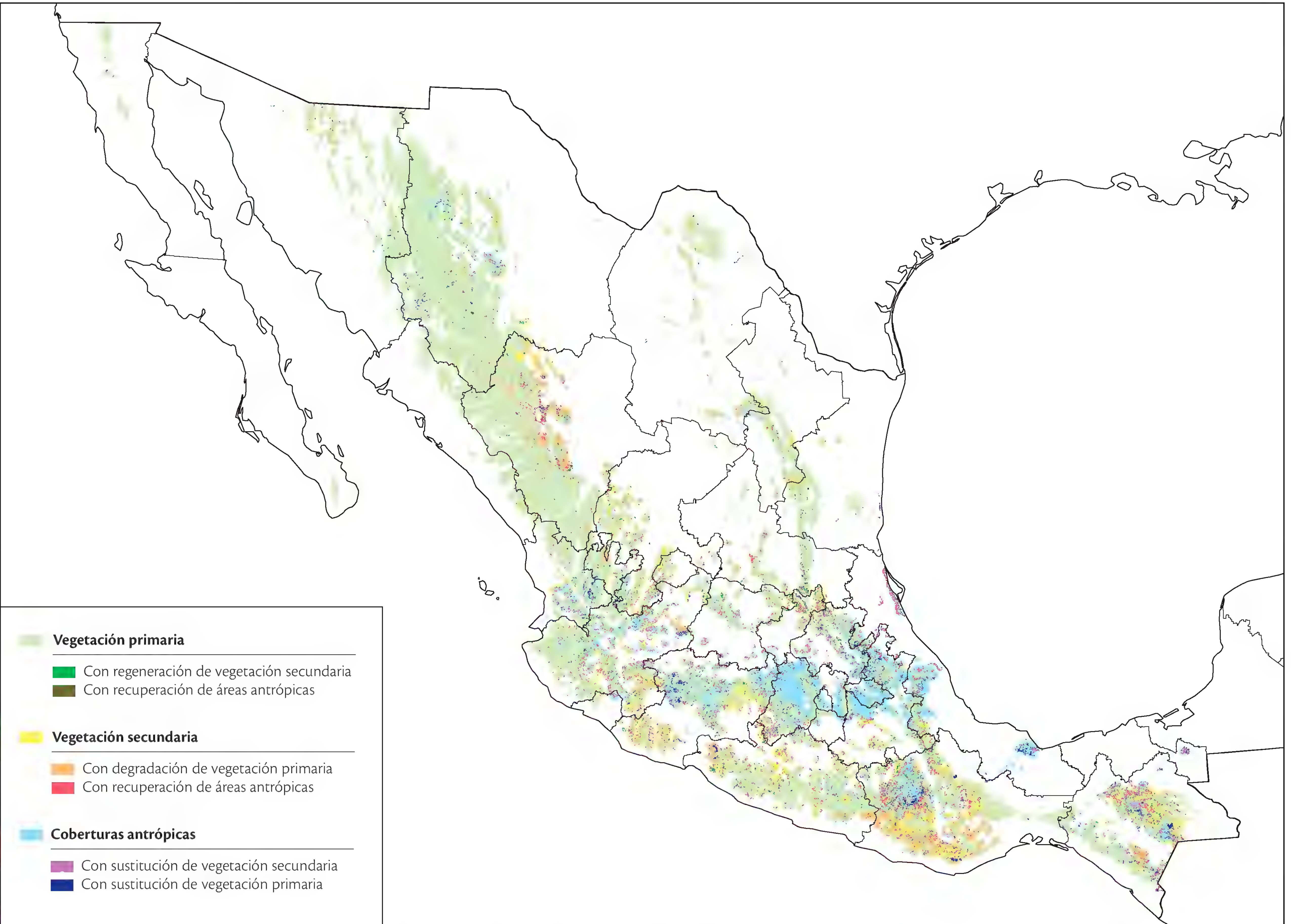


Figura 2.21 Cambios en el uso del suelo ocurridos entre la década de 1970 y 1993 en la zona de distribución potencial de los bosques templados.

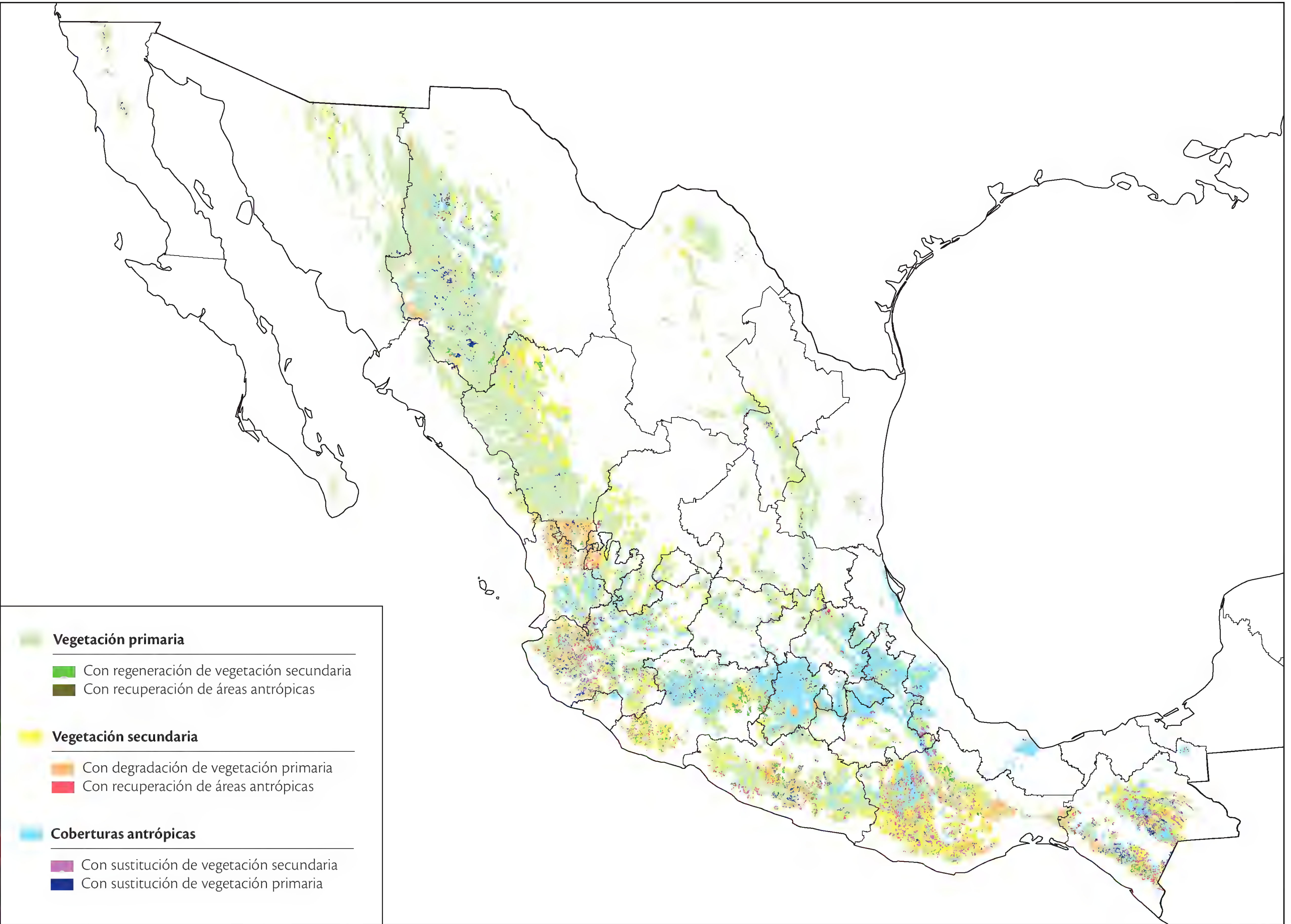


Figura 2.22 Cambios en el uso del suelo ocurridos entre 1993 y 2002 en la zona de distribución potencial de los bosques templados.

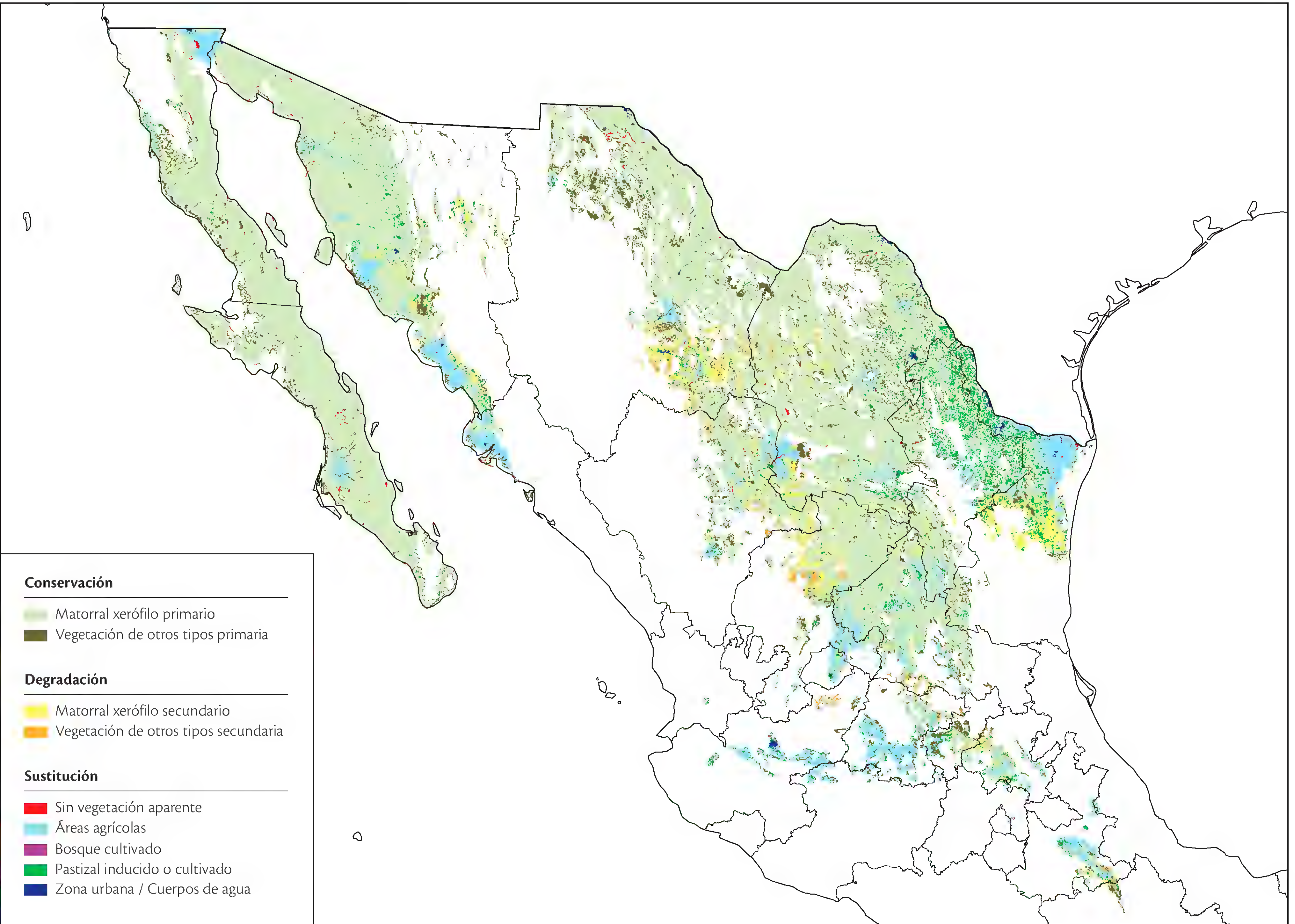


Figura 2.23 Cambios en el uso del suelo hacia la década de 1970 en la zona de distribución potencial de los matorrales xerófilos.

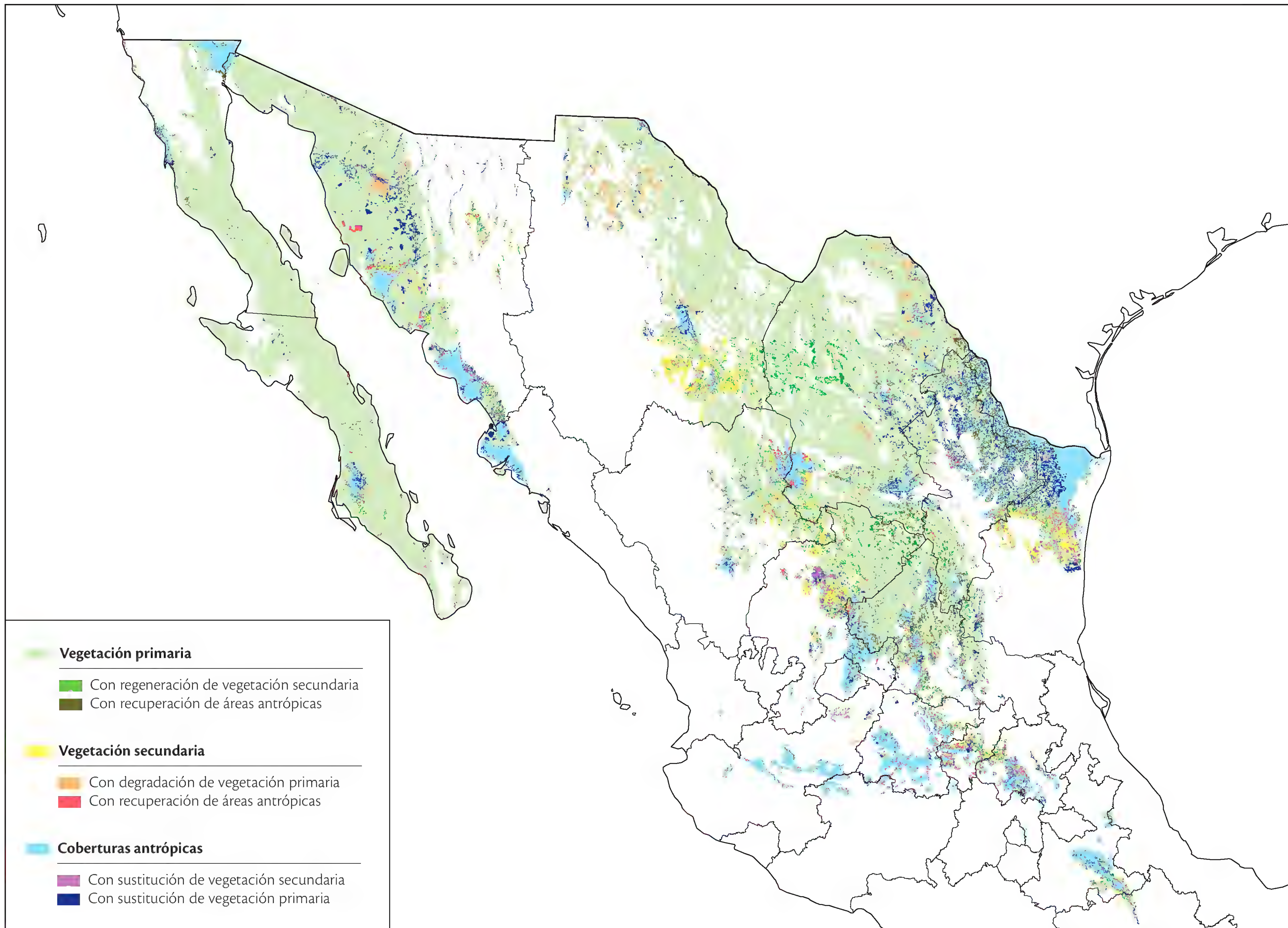


Figura 2.24 Cambios en el uso del suelo ocurridos entre la década de 1970 y 1993 en la zona de distribución potencial de los matorrales xerófilos.

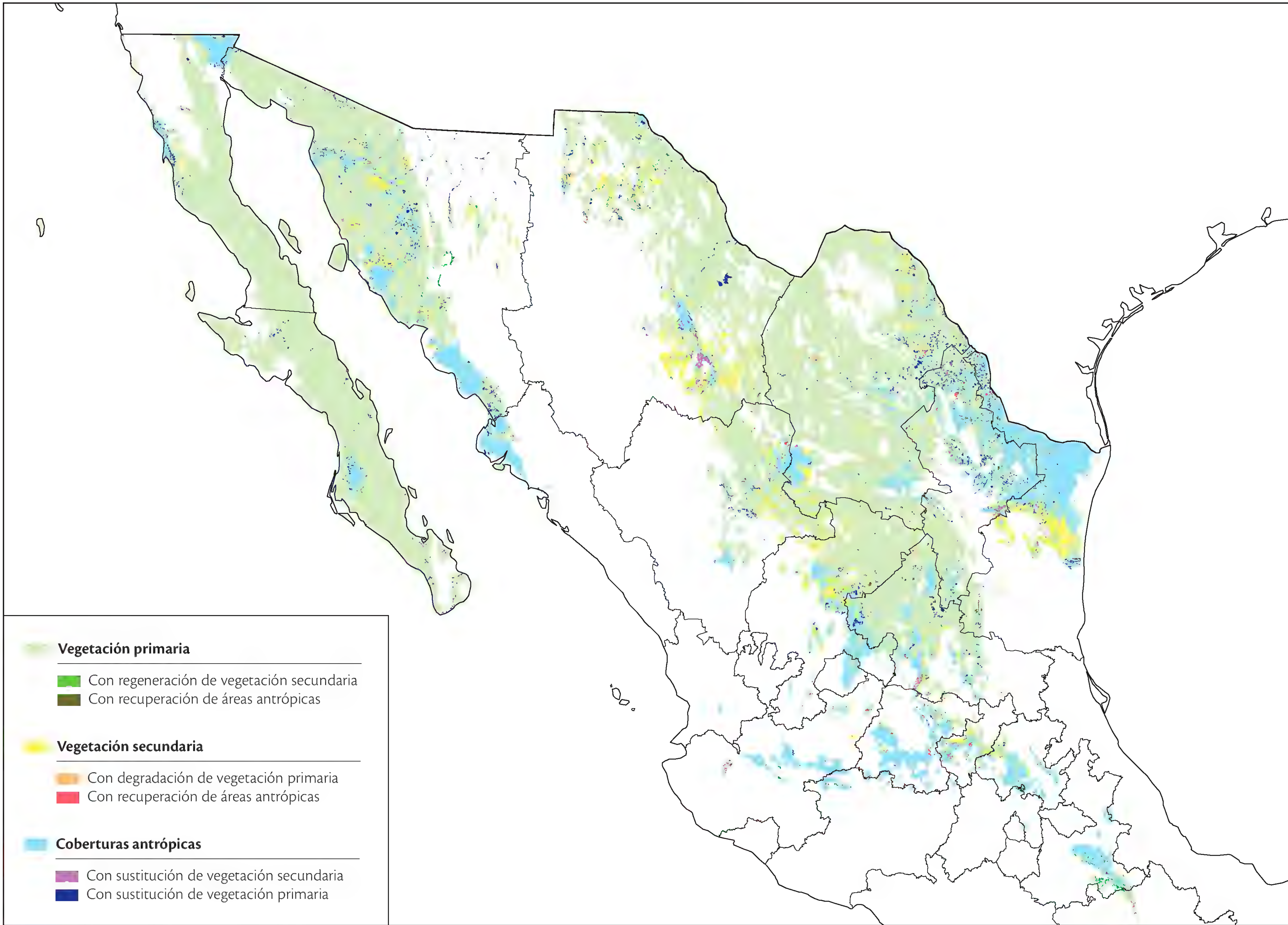


Figura 2.25 Cambios en el uso del suelo ocurridos entre 1993 y 2002 en la zona de distribución potencial de los matorrales xerófilos.

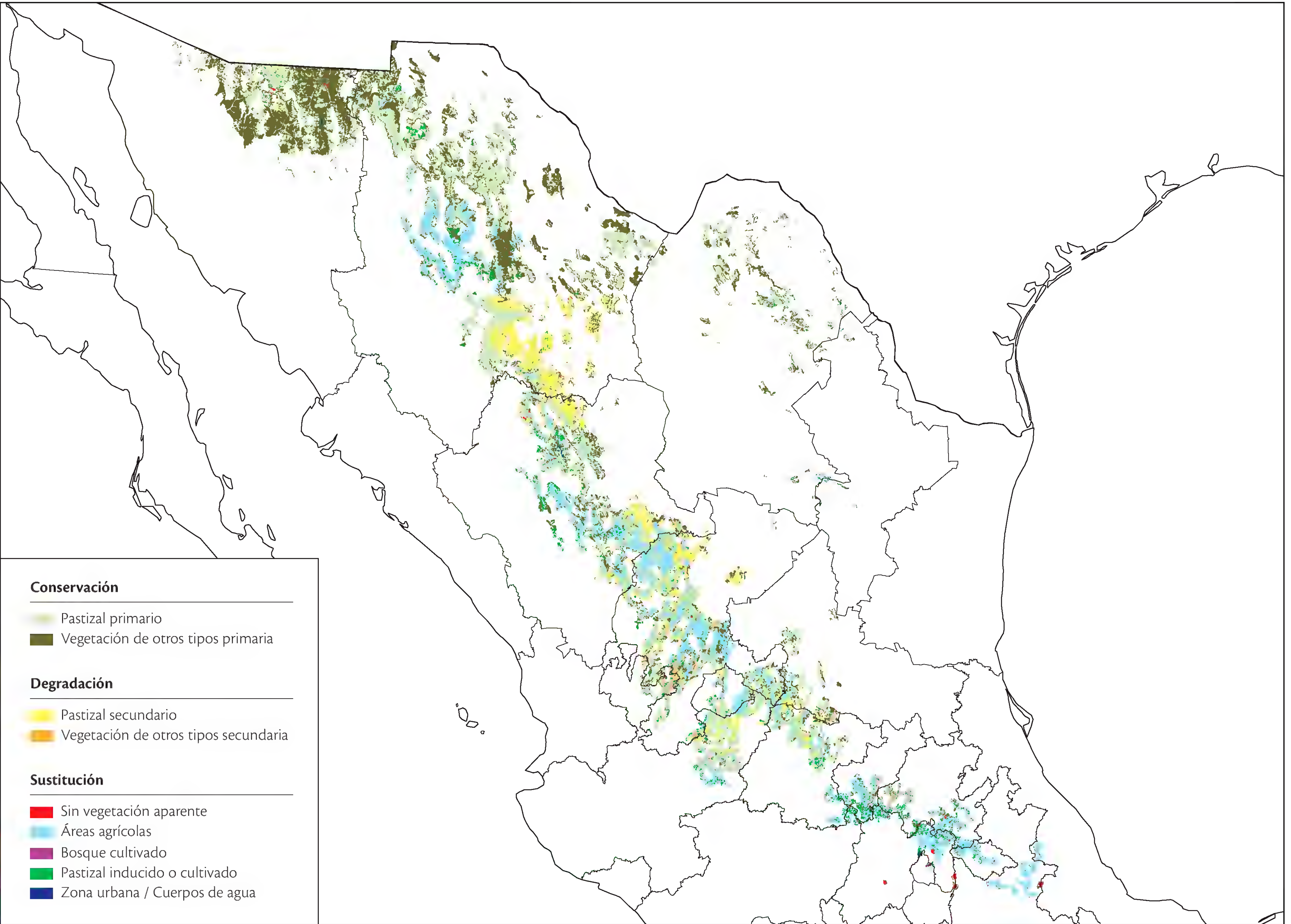


Figura 2.26 Cambios en el uso del suelo hacia la década de 1970 en la zona de distribución potencial de los pastizales.

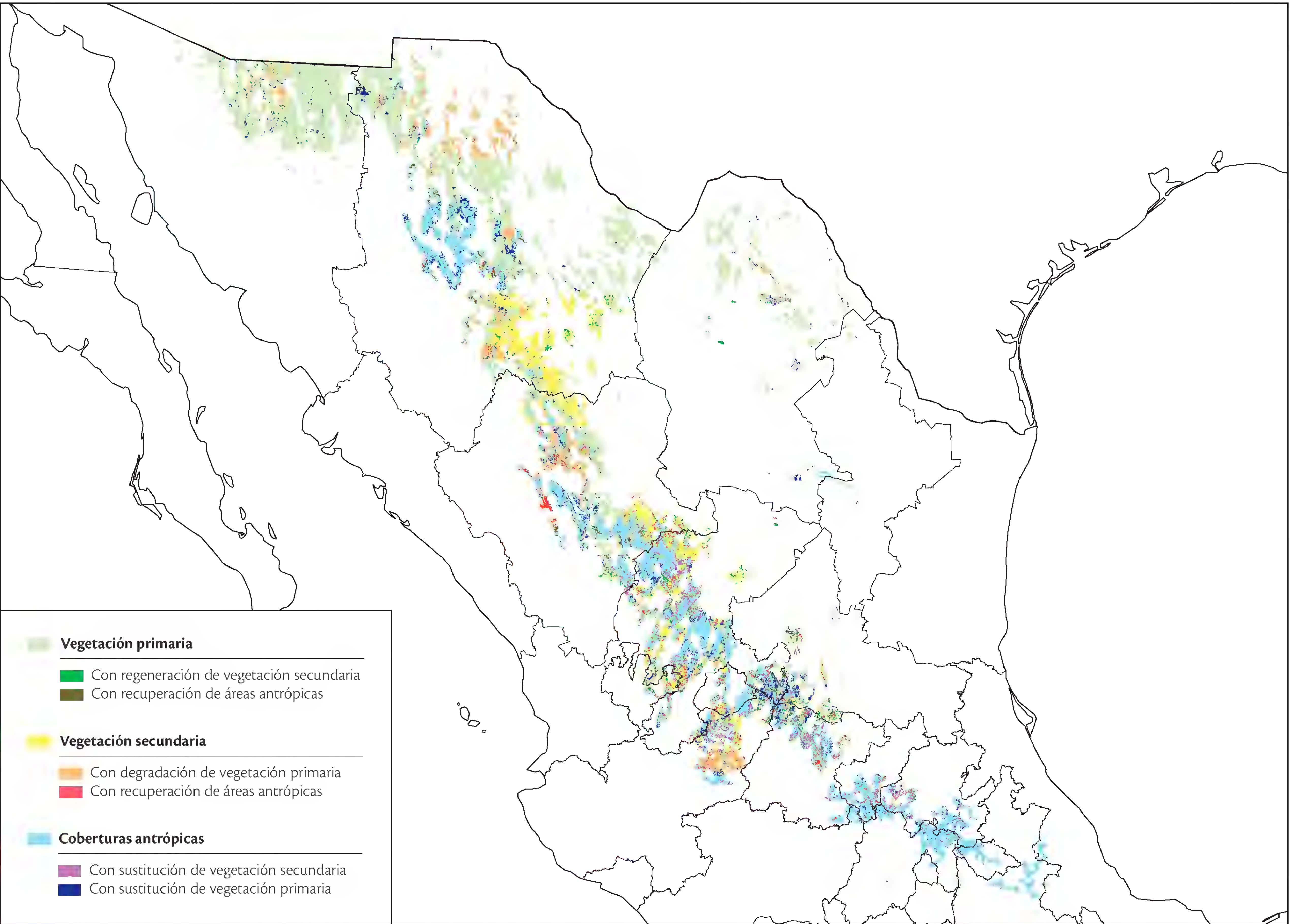


Figura 2.27 Cambios en el uso del suelo ocurridos entre la década de 1970 y 1993 en la zona de distribución potencial de los pastizales.

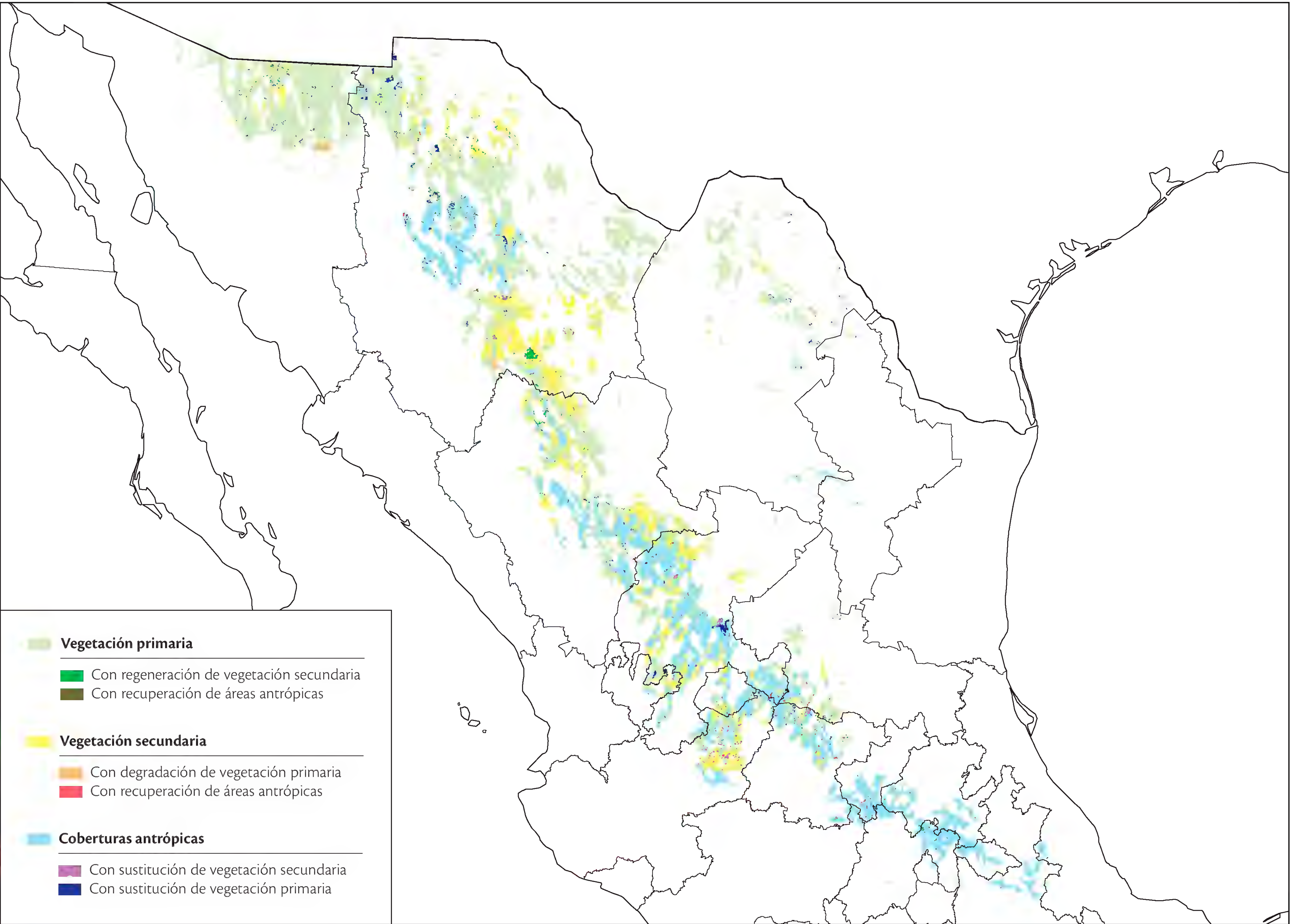


Figura 2.28 Cambios en el uso del suelo ocurridos entre 1993 y 2002 en la zona de distribución potencial de los pastizales.

ahora estaban ocupadas por terrenos agrícolas —sobre todo en las sierras de Zacatecas (Fig. 2.28)— y por la degradación de unas 94 000 hectáreas transformadas en pastizales secundarios. Al mismo tiempo, casi 86 000 hectáreas de pastizales secundarios también fueron sustituidos por terrenos agrícolas o pecuarios (Fig. 2.12). Por lo que la extensión cubierta por pastizales secundarios se mantenía en los mismos 3.3 millones de hectáreas, pero los terrenos agrícolas y pecuarios en la zona de pastizales habían aumentado a 4.9 millones de hectáreas.

Estos análisis por zona bioclimática evidencian que, como ha sucedido en la mayor parte del mundo, la expansión de las fronteras agrícola y pecuaria es, por mucho, el proceso más importante de transformación de los ecosistemas y paisajes terrestres del país a lo largo de la historia. Estos procesos, sin embargo, han afectado de manera diferente a cada uno de los ecosistemas. La sustitución de la vegetación natural por pastizales cultivados o inducidos para la actividad ganadera ha sido predominante en la zona de selvas húmedas, en tanto que la conversión a terrenos agrícolas es más importante en el área de selvas subhúmedas, la de matorrales xerófilos y la de bosques templados.

En contraste, la creación y expansión de asentamientos humanos y zonas urbanas ha tenido, históricamente, un impacto cuantitativamente mucho menor. Para 2002 solo se registraba un poco más de un millón de hectáreas ocupadas por pueblos y ciudades, principalmente en las zonas de matorral xerófilo (397 454 hectáreas), de selvas subhúmedas (244 865 hectáreas), de bosques templados (164 013 hectáreas), pastizales (122 803 hectáreas) y selvas húmedas (115 743 hectáreas). Mientras que la expansión de la frontera agrícola y pecuaria ocurrió mayormente antes de la década de 1970 (para entonces ya se registraban más de 40 millones de hectáreas), el proceso de urbanización y expansión de ciudades ocurrió, aparentemente, sobre todo en el periodo comprendido entre la década de 1970 (cuando se registraba un total de casi 200 000 hectáreas ocupadas por asentamientos humanos y zonas urbanas) y 1993 (cuando estas alcanzaron 1.1 millones de hectáreas; véase cuadro 2.1). En la última década (*i.e.*, 1993 a 2002), la superficie del país ocupada por pueblos y ciudades solo aumentó de 1.11 a 1.27 millones de hectáreas, pero esto ocurrió de manera muy intensa y concentrada en ciertas partes del país, en especial en las llamadas ciudades intermedias (*e.g.*, Querétaro, León, San Luis Potosí, etc.), en aquellas donde ha habido un desarrollo turístico importante (como Playa del Carmen y Cancún, en Quintana Roo; San José del Cabo y Cabo San Lucas, en Baja California Sur, etc.) y en zonas fronterizas importantes por el movimiento migratorio hacia Estados Unidos y por la industria (por ejemplo, Tijuana y Ciudad Juárez). De hecho, durante ese periodo la creación y expansión de asentamientos humanos fue el proceso de conversión que registró la mayor tasa de crecimiento en casi todas las zonas bioclimáticas del país (excepto en los bosques templados), alcanzando niveles de entre 1 y 2.1 por ciento anual, muy superiores al aumento de la frontera agrícola y pecuaria. Este patrón de cambios es resultado no solo del crecimiento de la población del país (que pasó de casi 84 millones de habitantes en 1990 a unos 103 millones en 2002), sino también, y muy importante, del muy dinámico y complejo proceso de urbanización y migración interna que la población ha venido experimentando desde la década de 1950 y que, a partir de 1980, cambió de tendencia para centrarse en el crecimiento de ciudades de tamaño medio y una más diversificada distribución territorial de la población urbana (Conapo 2003).

Otros procesos que, indudablemente, han producido alteraciones y transformaciones en los ecosistemas y paisajes terrestres del país en las últimas décadas son los desastres naturales, como incendios forestales y huracanes. En México, la gran mayoría (99%) de los incendios forestales son provocados por actividades humanas, particularmente prácticas agropecuarias como la roza, tumba y quema o la renovación de pastizales por fuego. Aunque los incendios más comunes (90%) son de tipo superficial y, por tanto, solo producirían un impacto menor o transitorio sobre la vegetación, a menudo los sitios incendiados se ocupan inmediatamente para otros usos como el agropecuario o el urbano. El número de incendios y la superficie que se estima ha sido afectada varían notablemente año con año (véase Fig. 2.29); parte de esa variabilidad se relaciona con el fenómeno de El Niño (Semarnat 2005). Desafortunadamente, los datos disponibles son demasiado generales como para poder evaluar de manera adecuada el impacto que en efecto han ejercido los incendios forestales sobre las comunidades vegetales. Faltan, sobre todo, estudios longitudinales *a posteriori* de las áreas afectadas por incendios.

El daño que los huracanes han ocasionado a los ecosistemas terrestres de México tampoco se ha estudiado bien. En principio, su impacto también debe ser esencialmente transitorio y, en ausencia de efectos posteriores, la vegetación debería recuperarse por sí misma. Sin embargo, los estudios sobre este tema son prácticamente inexistentes, a pesar de que hay zonas del país (como la Penín-

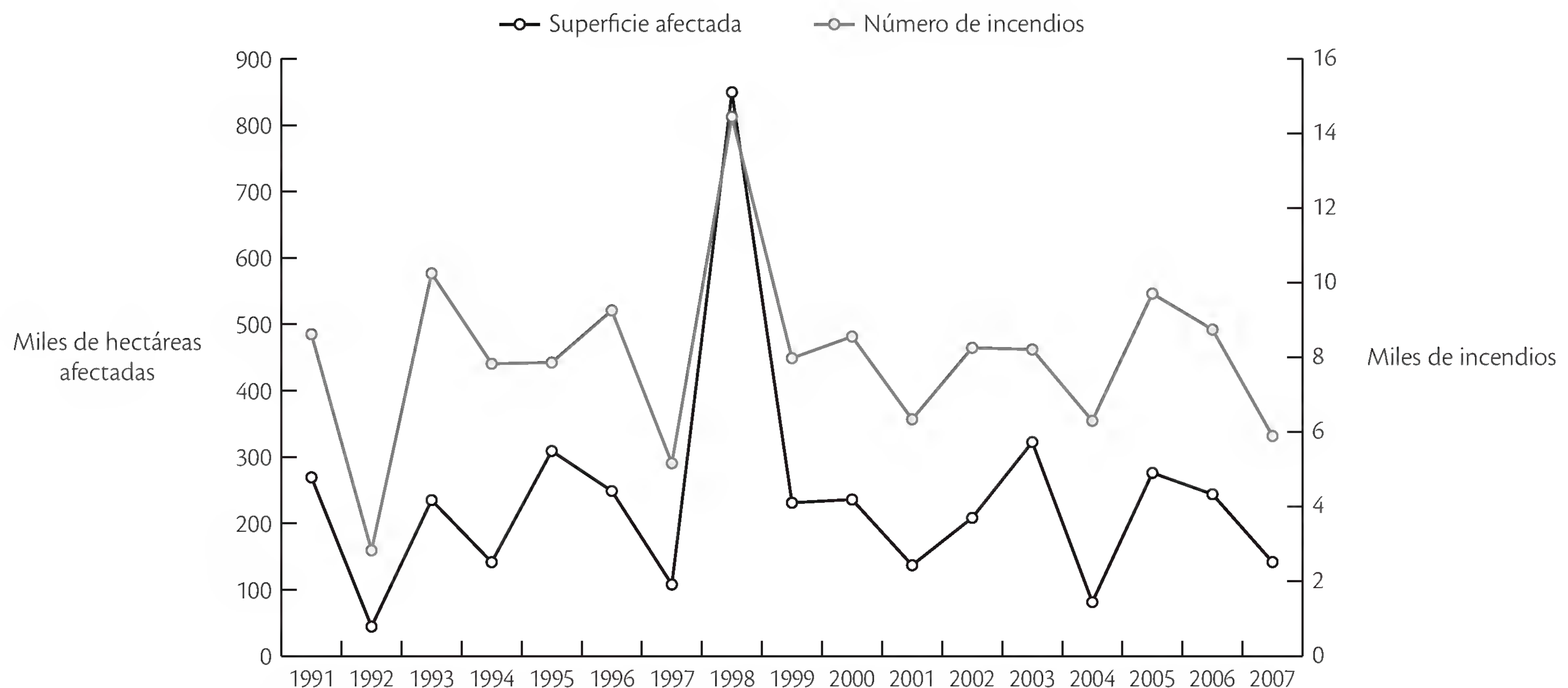


Figura 2.29 Incendios forestales en México 1991-2007.
Fuente: Semarnat (2008).

sula de Yucatán, Chiapas, etc.) que con frecuencia están expuestas a estos meteoros. Algunos cambios que se han observado a lo largo del tiempo en la cobertura vegetal de algunas partes del país pueden, de hecho, obedecer más a este tipo de fenómenos que a daños causados por las actividades humanas. Por ejemplo, en la Isla de Cozumel, para 1993 (poco tiempo después del paso del huracán Gilberto a fines de 1988), la *Carta de uso actual del suelo y vegetación*, Serie II, reconoce una amplia área de selva mediana secundaria. Para 2002, en la Serie III de esta carta se identifica esa misma zona como selva primaria y, de hecho, para 2005 es evidente el buen estado de conservación de la zona, probablemente debido a la regeneración natural de la vegetación.

2.4.6 Prospectiva

La dinámica que se produce en el paisaje al cambiar el uso que se da al suelo a lo largo del tiempo, en términos conceptuales se puede ver como un flujo de terrenos que pasan de una cierta cobertura vegetal o forma de uso a otra. Este concepto se ilustra esquemáticamente para los cinco tipos de ecosistemas principales del país (selvas húmedas, selvas subhúmedas, bosques templados, matorrales xerófilos y pastizales), en las figuras 2.8 a 2.12, en las que en cada columna se da una idea del estado del paisaje por periodos (en términos de la extensión que, en ese momento, ocupaba cada tipo de cobertura vegetal o forma de uso del suelo); las flechas indican los procesos de cambio que ocurren de un lapso al siguiente (de acuerdo con el tipo de cambios observados en el uso del suelo entre dos periodos) y las cifras sobre las flechas muestran el ritmo en el que ocurre cada uno de esos cambios (en términos de la extensión del terreno transformado de un periodo a otro). Con base en este marco conceptual, es posible explorar cómo evolucionaría y cuál sería el estado futuro del paisaje mexicano, en caso de que se mantuvieran los mismos procesos y ritmos de transformación que se observan hoy. Los resultados de este ejercicio conceptual se muestran en la figura 2.30a-e.

Como puede verse, si se mantuviesen constantes los procesos y ritmos de transformación observados durante el periodo de 1993 a 2002, las superficies ocupadas por los principales ecosistemas terrestres del país continuarían disminuyendo hasta llegar a ocupar solo 10% de la extensión que tenían en 2002. Esa reducción sería particularmente severa en la zona de selvas (húmedas y subhúmedas) y de bosques templados, donde la vegetación natural se reduciría a 2, 4 y 9 por ciento, respectivamente, de la existente en 2002; los matorrales xerófilos se reducirían a 12%, y los pastizales a 27%. En contraste, la superficie total ocupada por coberturas antrópicas aumentaría a más del triple, debido sobre todo a la creación y expansión de asentamientos humanos y zonas urbanas en las zonas de selvas húmedas y subhúmedas, de bosques templados y de matorrales, y a la expansión de la frontera agropecuaria en las zonas de pastizales.

Este análisis también revela las distintas formas en que

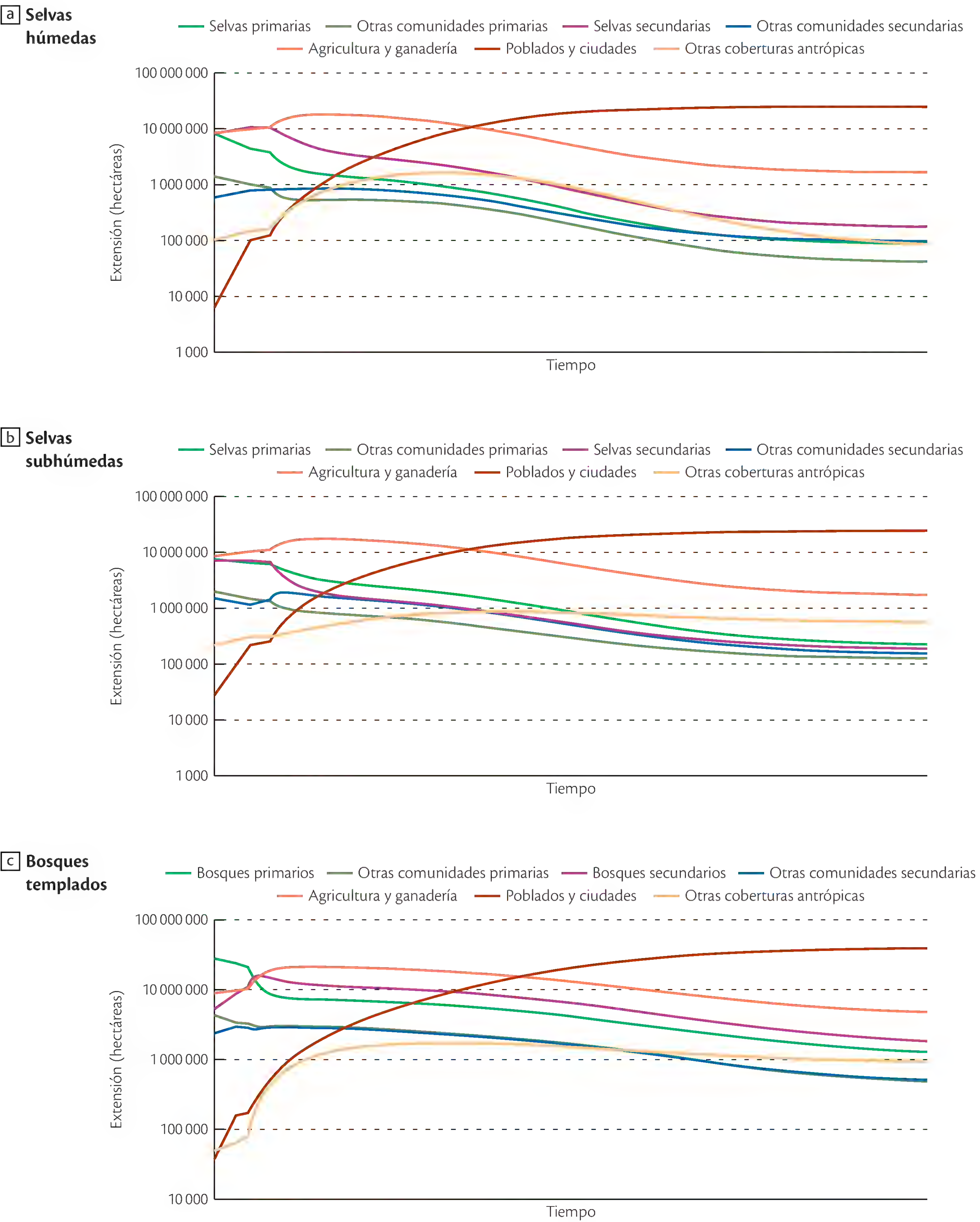
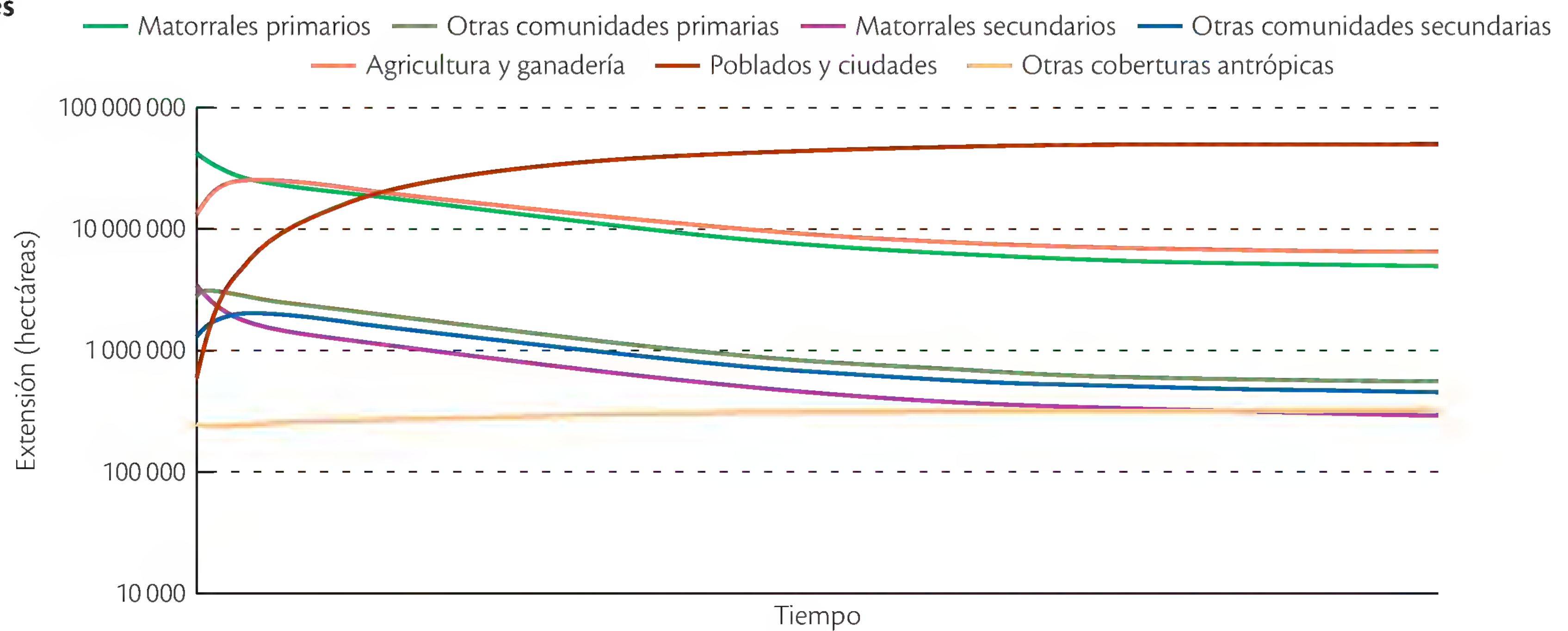


Figura 2.30 [*Esta página y la siguiente*] Proyección de los procesos de cambio en el uso del suelo en las cinco principales zonas bioclimáticas del país. Estas proyecciones parten de la extensión que cada tipo de cobertura o uso del suelo ocupaba en 2002, y se basan en los procesos y tasas observadas durante el periodo de 1993 a 2002 (resumidos en las figuras 2.8 a 2.12), suponiendo que estos se mantienen constantes hasta alcanzar una estructura estable.



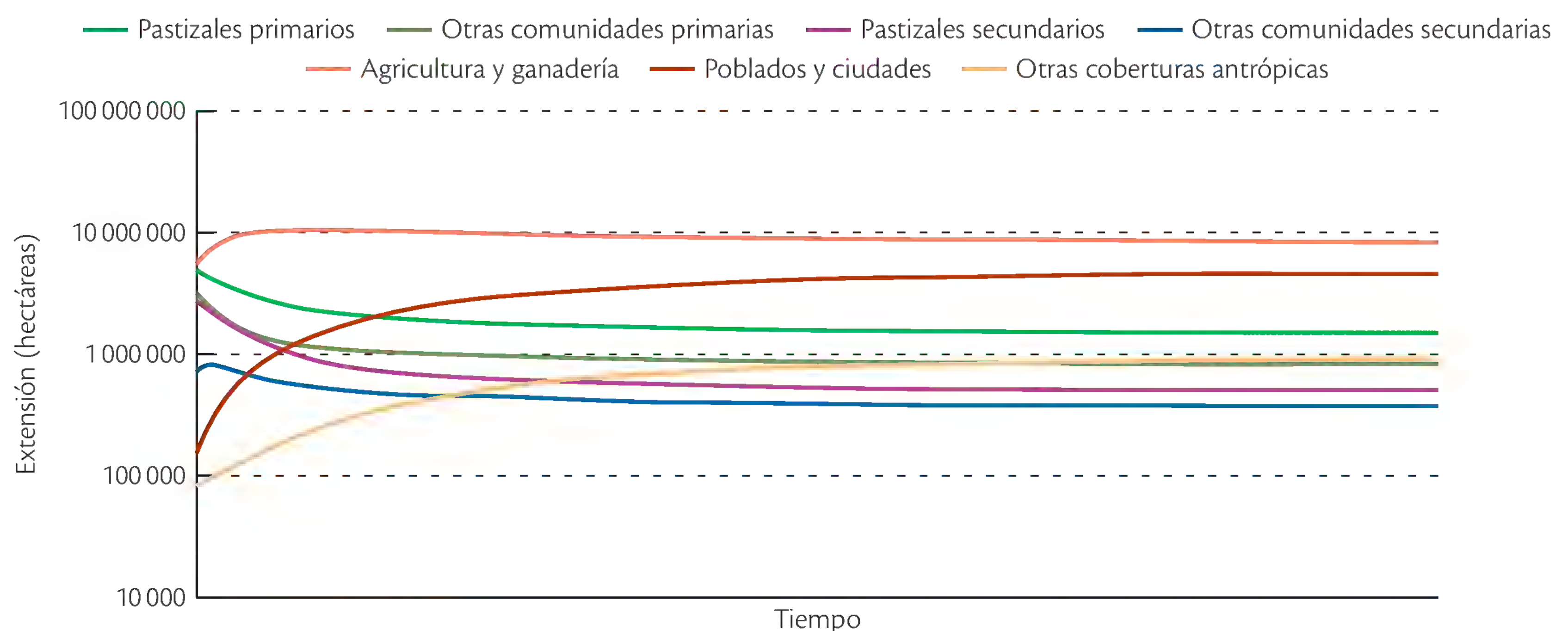


Figura 2.30 [*concluye*].

se darían —siguiendo el patrón observado en el periodo 1993-2002— los procesos de transformación en las diferentes zonas bioclimáticas del país. En las áreas de selvas (húmedas y subhúmedas) y matorrales (véase Fig. 2.30a, b, d) el proceso involucraría la perturbación de las comunidades primarias pero, al mismo tiempo, serían sobre todo las comunidades secundarias las que serían eliminadas para dedicar el terreno a la agricultura o la ganadería. Esto produciría, en primer término, una expansión sustancial de la frontera agropecuaria junto con una drástica reducción de la superficie ocupada por comunidades naturales (primarias y secundarias). Sin embargo, como se observa durante este periodo, terrenos que habían sido convertidos para uso agrícola o pecuario, eventualmente se ocuparían para crear o expandir pueblos y ciudades, lo que conduciría a un muy rápido (debido a las altas tasas de crecimiento de poblados y ciudades observadas durante el periodo 1993-2002 en las zonas de selvas húmedas, subhúmedas y matorrales: 2.1, 1.9 y 1.4 por ciento anual, respectivamente) incremento en la superficie ocupada para tales usos, en paralelo con una sustancial disminución de los terrenos agrícolas y pecuarios. Además, a diferencia de lo que sucede con campos de cultivo y potreros —en una fracción de los cuales puede ocurrir regeneración de vegetación natural—, en los terrenos utilizados para pueblos y ciudades, muy rara vez ocurre reconversión a otros usos del suelo y, menos aún, regeneración de vegetación natural. Ello convierte a este tipo de uso del suelo en un estado "casi absorbente" que constituiría, en el largo plazo, el uso del suelo predominante en estas zonas del país, incluso por encima del agrícola o pecuario.

En la zona de bosques templados (Fig. 2.30c) el proceso involucraría primero la perturbación de los bosques

primarios, lo que produciría un incremento inicial (y relativamente muy breve) en la extensión de los bosques secundarios. Al igual que en las selvas, las comunidades secundarias serían sustituidas por terrenos agrícolas o pecuarios, lo que después produciría un aumento sustancial en la superficie ocupada por este tipo de uso del suelo, junto con una disminución en la extensión de los bosques naturales (primarios y secundarios). También en este caso, terrenos que antes habían sido convertidos a uso agrícola o pecuario, eventualmente serían reemplazados por la creación o expansión de pueblos y ciudades lo que conduciría, por último, a una importante disminución de los terrenos agrícolas y pecuarios, junto con un rápido incremento en la superficie ocupada por poblados y ciudades, que se convertiría en el uso del suelo predominante.

En la zona de pastizales (Fig. 2.30e) el proceso difiere de manera notable de los casos anteriores. Aunque la creación o expansión de pueblos y ciudades también es el proceso de conversión cuantitativamente más importante, este no ocurre a expensas sobre todo de terrenos previamente convertidos a uso agrícola o pecuario, sino por otro tipo de coberturas antrópicas o directamente por la sustitución de pastizales primarios o secundarios. Por esa razón, en la zona de pastizales sucede un proceso relativamente simple de sustitución de la vegetación natural (pastizales primarios y secundarios), ya sea a terrenos agrícolas o pecuarios o a zonas urbanas y poblados, pero el uso agropecuario se mantiene como el uso predominante.

Las cifras y patrones de evolución descritos en los párrafos anteriores no deben interpretarse como un pronóstico de lo que sucederá en el país en el largo plazo sino, más bien, como un ejercicio que busca ilustrar las posibles consecuencias —y la magnitud de estas— que podrían tener las actuales tendencias de uso y transformación de los ecosistemas terrestres del país de mantenerse indefinidamente. De hecho, el resultado más conspicuo y frecuente de estas proyecciones —el crecimiento explosivo de la superficie dedicada a poblados y zonas urbanas hasta llegar a ocupar más de la mitad del territorio nacional— pone de manifiesto el carácter hipotético y exploratorio de este ejercicio. Ese resultado, un tanto inesperado, se da por la combinación de dos factores: el carácter esencial e inherentemente irreversible de este tipo de transformación del terreno y las altas tasas de crecimiento neto observadas de 1993 a 2002 en la superficie ocupada por asentamientos humanos. Durante ese periodo, la superficie ocupada por poblados y ciudades aumentó a una tasa de 2.1, 1.9, 0.9, 1.4 y 1.0 por ciento anual en las zonas de selvas húmedas, subhúmedas, bosques templados, matorrales xerófilos y pastizales, respectivamente, y excepto en el caso de bosques templados, esas tasas de crecimiento sobrepasaron, por el doble o más, a las de los otros usos del suelo. Si bien se prevé que tanto la población como la urbanización del país seguirán aumentando en las próximas décadas (de acuerdo con Conapo, 2003, en el año 2030 la población del país ascenderá a 127.2 millones de habitantes, de los cuales 90.2 millones residirán en alguna ciudad), también es cierto que la tasa de crecimiento de la población ha venido disminuyendo gradualmente desde la década de 1970 y se espera (Conapo 2003) que para 2040 llegue a cero y sea negativa a partir de entonces. Es decir, otro tipo de proyecciones indica que, en la realidad, es improbable que el factor que influye de manera determinante en nuestras proyecciones mantenga en el futuro los mismos niveles observados en el periodo de 1993 a 2002.

2.5 Conclusiones

En este capítulo hemos tratado de examinar el estado actual y las principales alteraciones y transformaciones que los ecosistemas terrestres del país han experimentado a lo largo de las últimas décadas, y hemos intentado inferir —en forma que reconocemos parcial— los posibles factores causales de esas alteraciones y transformaciones, con base en la información actual disponible en todo el país. Como se menciona reiteradamente a lo largo del texto, estos análisis se han visto limitados tanto por la escasez como por algunas deficiencias de la información, que es susceptible de contener errores. Las fuentes comunes de error son de tres tipos: los relacionados con la calidad de los insumos de donde se deriva la información (resoluciones espacial, temporal y espectral), los que conciernen al sistema de clasificación y nomenclatura de los objetos y los que resultan del procesamiento o interpretación. Un revisión detallada de las fuentes de error y sus posibles implicaciones en este tipo de estudios se presenta en Mas y Fernández (2003).

El análisis de la calidad y, por ende, de la confiabilidad de las bases de datos aquí utilizadas rebasa los objetivos del presente estudio. Sin embargo, pueden señalarse algunos puntos importantes a tener en mente. Una primera fuente de error viene de la comparación de bases de datos de escalas diferentes. Para corregir este tipo de error se generalizaron las estadísticas a la escala menor

(*Carta de vegetación primaria potencial*, 1 : 1 000 000) en todos los casos que involucran comparaciones con respecto a esta. Con base en la unidad mínima cartografiable,[3] los errores en los datos estadísticos derivados de la *Carta de vegetación primaria potencial* son del orden de miles de hectáreas, mientras que los errores de las cartas a escala 1 : 250 000 son del orden de cientos de hectáreas. Un ejemplo de esto se observa para la vegetación halófila, ya que la diferencia entre lo que reportan la *Carta de vegetación potencial* y la Serie III (2002) solo alcanza una superficie de 308 847 hectáreas (Fig. 2.8). Esta diferencia está dentro del margen del error inherente a la escala 1 : 1 000 000 (Mas y Fernández 2003) y por ende el cambio reportado puede reflejar más bien un artificio resultante de la diferencia en escalas que un cambio real.

Otro tipo de error es el que concierne a la comparación de sistemas clasificatorios diferentes. El término pastizales, por ejemplo, tiene diferentes connotaciones en las diversas bases de datos utilizadas. Un tercer problema se presenta con tipos de vegetación que son de difícil filiación y, en consecuencia, difíciles de precisar de manera consistente en el mapa. Por ejemplo, el bosque mesófilo de montaña es de filiación templada en el centro y norte del país, pero de filiación tropical en el sur; y en todo el territorio sus patrones de distribución son muy complejos para ser detectados mediante imágenes de mediana resolución. La tendencia a su reducción, no obstante, es incuestionable y está documentada en diversos casos de estudio (Challenger 1998).

Por estas razones, varios de nuestros resultados y conclusiones, sobre todo en lo que a cifras se refiere, deben tomarse con cierta cautela y considerarse más bien como indicadores de tendencias generales. No obstante, confiamos en haber sido capaces de rescatar al menos los rasgos y tendencias principales.

Los análisis muestran que, a lo largo de la historia, el paisaje mexicano se ha transformado de manera extensiva como resultado de la remoción de los ecosistemas naturales que originalmente cubrían 27.5% del territorio, para dedicar el suelo a la agricultura, la ganadería y la creación y expansión de pueblos y ciudades. La mayor parte de esas transformaciones ocurrió en las décadas previas a 1970 y se debió sobre todo a la expansión de la frontera agropecuaria; desafortunadamente, no se cuenta con información detallada acerca de la secuencia de procesos y de los ecosistemas que estuvieron involucrados (véase el capítulo 1 de este volumen). El análisis sugiere que en las últimas décadas se ha mantenido y en algunos casos disminuido el ritmo de transformación del paisaje, ha cambiado su ubicación geográfica y han variado sus factores causales.

Si bien en términos absolutos el impacto (1.27 millones de hectáreas en 2002) de la creación y expansión de pueblos y ciudades como factor de transformación del paisaje ha sido, históricamente, mucho menor que el de la agricultura y la ganadería (49.7 millones), en las últimas décadas ha sido el factor de transformación más dinámico en términos proporcionales. Las casi 200 000 hectáreas que en la *Carta de uso actual del suelo y vegetación*, Serie I, aparecen como ocupadas por poblados y ciudades hacia la década de 1970, aumentaron hasta alcanzar 1.27 millones de hectáreas en 2002, a una tasa de 7.4% por año, muy superior a la tasa de expansión de la frontera agropecuaria (0.8% anual) durante el mismo periodo. Más importante aún es considerar que los poblados y ciudades funcionan como focos de concentración de la producción, el consumo y la generación de desechos, lo que provoca impactos en sus alrededores como deforestación, degradación del suelo, pérdida de biodiversidad, contaminación del suelo, agua y aire y la extracción de materiales de construcción. La "huella ecológica" (*i.e.*, la superficie de terreno necesaria para proveer los recursos necesarios y absorber los residuos de una comunidad) de las ciudades siempre es sustancialmente mayor que el área ocupada por ellas (Wackernagel y Rees. 1996; Wackernagel *et al.* 2006). Además, el proceso mismo de urbanización lleva consigo una desarticulación de las estructuras de funcionamiento y gobierno del sector rural. Esto daña de manera significativa a los ecosistemas naturales porque reduce el nivel de umbral de resiliencia social, que en algunos casos se ha identificado como el agente desencadenador de la disminución de los procesos de degradación (Conapo 2003; Bray *et al.* 2007). Igualmente importante es considerar las evidencias que indican que esta tendencia de creciente urbanización continuará en el futuro inmediato, en particular en las ciudades medias y pequeñas (Conapo 2003) y en las zonas con potencial turístico [como Baja California Sur, Nayarit, Quintana Roo (Fonatur 2008), entre otras].

Los ecosistemas terrestres que no han sido transformados para dedicar el terreno a usos antrópicos del suelo tampoco han permanecido inalterados. El 30% (en superficie) de ellos en realidad son comunidades secundarias que habrían experimentado algún tipo de perturbación de origen antrópico o natural (por ejemplo, incendios forestales o fenómenos hidrometeorológicos como huracanes, inundaciones, etc.). Desafortunadamente los datos disponibles no permiten distinguir entre las pertur-

baciones naturales —que en muchos casos tienen solo un impacto transitorio sobre los ecosistemas, seguido por la regeneración de la vegetación natural y la recolonización de la fauna— y las de origen antrópico, que con frecuencia constituyen la fase previa a la sustitución de los ecosistemas naturales para dedicar el suelo a otros usos (véanse figuras 2.8 a 2.12). La alteración de los ecosistemas terrestres del país también se refleja en el grado de fragmentación de estos, pero la información disponible al respecto es insuficiente para hacer un análisis adecuado de sus causas y consecuencias. Alteraciones como las que con seguridad se derivan de la ganadería extensiva que se desarrolla en prácticamente todos los estados del país, con frecuencia en comunidades naturales, simplemente está sin evaluar.

Quizá como consecuencia de la falta de información sobre estos temas, a la fecha todavía son muy escasos (*e.g.*, Toledo y Ordóñez 1993; Conabio 1998; Challenger 1998; Semarnat-Colpos 2003) los estudios dirigidos a examinar —y menos aún a evaluar— las consecuencias que los procesos de transformación y alteración experimentados por los ecosistemas terrestres del país a lo largo de la historia (y, sobre todo en los últimos años) han tenido sobre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, así como sus posibles implicaciones futuras. La mayoría de los trabajos que tratan este tema distan mucho de ser contundentes, ya que se basan en recopilaciones extensas a partir de las cuales se deducen o infieren posibles tendencias. Sin duda este asunto aún queda pendiente por documentar.

La falta de este tipo de información no es un tema menor, ni de interés meramente académico. Basta mencionar, como ejemplo, la controversia que repetidas veces se ha generado en los últimos años acerca de las muy diversas y divergentes estimaciones que, sobre la tasa de deforestación en México, han obtenido diversos autores con base en información de distintas fuentes y utilizando métodos de cálculo diferentes, como lo hemos analizado en otra parte (Semarnat 2005). Más importante que las cifras es que los procesos de transformación y alteración de los ecosistemas y de cambio de uso del suelo constituyen una de las principales amenazas para la biodiversidad, conllevan la pérdida de numerosos servicios ambientales fundamentales y contribuyen de manera importante a las emisiones de gases de efecto de invernadero. Es fundamental contar con información suficiente, adecuada y oportuna acerca de esos procesos y sus efectos, para tomar decisiones no solo en materia ambiental, sino también en los aspectos económico y social.

Estas deficiencias de información obedecen a diversas causas. Parte de las dificultades proviene de las características físicas del país (como su gran extensión y lo inaccesible de algunos sitios, la alta diversidad y heterogeneidad de ecosistemas presentes, la frecuente presencia de una alta cobertura de nubes en algunas partes, entre otras) que imponen serias limitantes técnicas y metodológicas. Otros inconvenientes provienen de la compleja y rápida dinámica de los ecosistemas donde en algunas áreas se destruye o altera la cubierta vegetal, al mismo tiempo que en otras se regeneran comunidades secundarias, a la vez que se hacen campañas de reforestación y se establecen plantaciones forestales, lo que hace difícil incluso identificar y delimitar las áreas deforestadas. Finalmente, están los diferentes y divergentes esquemas de clasificación utilizados por distintos autores u organismos para describir la vegetación, los ecosistemas terrestres, el uso del suelo, etc., dependiendo de sus propósitos específicos.

Sin embargo, actualmente existen en el país las condiciones para superar al menos las mayores de esas limitaciones. Hoy por hoy, la información básica para este tipo de estudios y evaluaciones se obtiene, sobre todo, de varios tipos de imágenes de satélite que están fácil y ampliamente disponibles (en forma gratuita en algunos casos), con frecuencias de actualización, escalas y nivel de resolución (espacial y temporal) adecuados para diferentes casos. Igualmente importante es el acervo de datos de campo y de información fundamental que organismos como el INEGI, la Conabio, el INE, la UNAM, etc., han generado o compilado durante décadas de trabajo y que constituyen valiosa información auxiliar. Asimismo, como se menciona en la introducción de este capítulo, los estudios sobre la flora y vegetación del país a lo largo de los últimos 50 años permiten contar con un marco conceptual de referencia adecuado para describir de manera consistente los ecosistemas terrestres y examinar los cambios y alteraciones que estos experimentan. Es evidente la necesidad de un mayor esfuerzo para integrar, analizar e interpretar los datos disponibles, de forma integral y sistemática, que los convierta en información consistente, confiable, oportuna y relevante para diferentes tipos de usuarios.

Sería deseable que las instituciones (tanto gubernamentales como académicas) del país conjuntaran esfuerzos para corregir, en el corto plazo, estas deficiencias. Un esfuerzo de este tipo demandaría una estrecha colaboración entre los organismos gubernamentales a cargo de estos temas (Conafor, Semarnat e INEGI, principalmen-

te) y las instituciones académicas que cuentan con información directa (y más especializada) de estudios de campo en diversas zonas del país. Asimismo, requeriría un trabajo de coordinación a fin de formular y adoptar (con carácter oficial y de aplicación general) un esquema metodológico unificado para estudiar los ecosistemas terrestres y el cambio de uso del suelo. Dicho esquema incluiría, entre sus componentes más importantes:

- Un esquema de clasificación, con las especificaciones semánticas (diccionarios de datos) pertinentes y basado, por supuesto, en las clasificaciones que ya existen de la vegetación de México. A diferencia de hace 30 años (Rzedowski 1978), actualmente existe una enorme cantidad de información acumulada que, si se somete a un análisis riguroso, puede ayudar a derivar un sistema que conjunte la mayoría de las bondades de todos los anteriores pero sin las limitaciones fundamentales de los mismos. Este sin duda debe incluir niveles de organización jerárquicos, criterios que los definen y bases nomenclaturales para la denominación de cada tipo de vegetación. Dicho esquema serviría como referencia oficial para la descripción de la vegetación, en forma similar a las clasificaciones nacionales que se han adoptado en países como Gran Bretaña, Estados Unidos y Canadá. En Europa, por ejemplo, gracias a que hace más de un siglo se desarrolló un esquema único como base para el estudio de la vegetación, hoy día se cuenta con una estrategia congruente para priorizar sus políticas sobre manejo y conservación de sus recursos naturales en general (*<http://europa.eu/scadplus/leg/nl/lvb/l28076.htm>*).
- Especificaciones metodológicas relativas a, por ejemplo, los datos fundamentales oficiales, parámetros cartográficos, escalas, etcétera.
- Mecanismos de evaluación de la confiabilidad de las bases de datos para ayudar a detectar los errores de sus fuentes y de aquí su posible manejo.

La adopción de un esquema unificado como el que aquí se plantea, aseguraría la coherencia de la información que se genere respecto a los ecosistemas terrestres del país, independientemente de la agencia o investigador que la realice, del objetivo específico que se persiga y de los métodos que se empleen en diferentes estudios. Esa característica permitiría hacer, por separado, estudios específicos para atender diferentes cuestiones, a las escalas y niveles de resolución (espacial y temporal) que sean más adecuadas para cada caso. Como se menciona en la parte introductoria de este capítulo, los únicos esfuerzos que actualmente se realizan, en todo el país, para evaluar este tipo de temas son la *Carta de uso actual del suelo y vegetación* del INEGI y el Inventario Nacional Forestal y de Suelos de la Conafor. Por su grado de detalle y escala, inventarios como estos son inherentemente laboriosos, demandan gran cantidad de recursos, trabajo de campo y de gabinete y, en consecuencia, solo se pueden actualizar cada cinco años. Esa frecuencia de actualización es insuficiente para resolver cuestiones importantes y tomar decisiones al respecto (como identificar las zonas del país que deben ser atendidas cada año en los programas de reforestación; monitorear la pérdida de cobertura forestal, el incremento de la frontera agropecuaria, el impacto de incendios forestales, entre otros). Este tipo de problemas podrán atenderse por separado utilizando métodos que, siguiendo el enfoque unificado, produzcan resultados a menor escala y detalle pero de manera más expedita. Este enfoque ha sido desarrollado e implementado exitosamente (Kintisch 2007) para evaluar, cada año y en forma confiable, la tasa de deforestación y proveer alertas semanales (usando datos del satélite estadounidense Terra, los cuales se distribuyen a diario de manera gratuita) sobre aclareos en la Amazonia brasileña, un área más de dos veces la superficie total de México y casi continuamente cubierta por nubes (Soares-Filho *et al.* 2006).

Notas

1 El tamaño de fragmento de 80 km^2 representa un conjunto de 80 unidades mínimas cartografiables a la escala de trabajo (1 : 250 000).

2 Esta cifra, así como las otras que se dan en este apartado, se refiere a la extensión de cada tipo de vegetación según las cartas a escala 1 : 250 000 (*i.e.*, series I, II y III) comprendida dentro de una región bioclimática particular (definida por la *Carta de vegetación primaria potencial*, escala 1 : 1 000 000). Por la diferencia en escalas, una parte de las selvas húmedas registradas en las cartas a escala 1 : 250 000 pueden "caer" dentro de otras regiones bioclimáticas. Esto explica las diferencias entre las cifras del cuadro 2.1 y las figuras 2.8 a 2.12.

3 Para la *Carta de vegetación primaria potencial* (escala 1 : 1 000 000) se consideró como la unidad mínima cartografiable una superficie de 1 600 hectáreas (4 × 4 milímetros en el mapa). Polígonos inferiores a esta superficie se incluyeron por generalización cartográfica. Para las *Cartas de uso actual del suelo y vegetación* (1 : 250 000), la unidad mínima cartografiable es 100 hectáreas (4 × 4 milímetros en el mapa).

Referencias

Aguilar, A.G. 2008. Peri-urbanization, illegal settlements and environmental impact in Mexico City. *Cities* **25**: 133-145.

Benedick, S., K. Hill, N. Mustaffa, V.K. Chey, M. Maryati *et al.* 2006. Impacts of rain forest fragmentation on butterflies in northern Borneo: Species richness, turnover and the value of small fragments. *Journal of Applied Ecology* **43**: 967-977.

Bray, D.B., L. Merino y D. Barry (eds.). 2007. *Los bosques comunitarios de México: manejo sustentable de paisajes sustentable.* INE, Semarnat-Instituto de Geografía, UNAM-Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible-Florida International University, México.

Challenger, A. 1998. *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: pasado, presente y futuro.* Conabio-Instituto de Biología, UNAM-Agrupación Sierra Madre, México.

Conabio. 1998. *La diversidad biológica de México: Estudio de país.* Conabio, México.

Conapo. 2003. *La situación demográfica de México 2003.* Consejo Nacional de Población, México.

Couturier, S. 2007. *Evaluación de errores de cartas de cobertura vegetal y uso del suelo con enfoques difuso y con simulación de imágenes de satélite.* Tesis de doctorado, Programa de Posgrado en Geografía, UNAM, México.

Flores Mata, J., L. Jiménez López, X. Madrigal Sánchez, F. Moncayo Ruiz y T.F. Takaki. 1971. *Mapa y descripción de los tipos de vegetación de la República mexicana.* Dirección de Agrología, Secretaría de Recursos Hidráulicos, México.

Fonatur. 2008. *Estadísticas sobre turismo*, en <*http://www.fonatur.gob.mx/es/estadisticas/dir-estad.asp*> (consultado en abril de 2008).

González Medrano, F. 2003. *Las comunidades vegetales de México. Propuesta para la unificación de la clasificación y nomenclatura de la vegetación de México.* INE, Semarnat, México.

González-Quintero, L. 1974. Los tipos de vegetación de México, en *El escenario geográfico.* INAH, México, pp. 109-218.

INEGI. 1980. *Carta de uso del suelo y vegetación*, Serie I, escala 1:1 000 000. INEGI, México.

INEGI. 2001. *Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso de suelo y vegetación*, Serie II (continuo nacional), escala 1:250 000. INEGI, Aguascalientes.

INEGI. 2003. *Conjunto de datos vectoriales de la carta de vegetación primaria*, escala 1:1 000 000. INEGI, Aguascalientes.

INEGI. 2005. *Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación*, Serie III (continuo nacional), escala 1:250 000. INEGI, Aguascalientes.

Kintisch, E. 2007. Improved monitoring of rainforests helps pierce haze of deforestation. *Science* **316**: 536-537.

Lambin, E.F., B.L. Turner, H.J. Geist, S.B. Agbola, A. Angelsen *et al.* 2001. The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Global Environmental Change* **11**: 261-269.

Leopold, A.S. 1950. Vegetation zones of Mexico. *Ecology* **31**: 507-518.

López, E., G. Bocco, M. Mendoza y E. Duhau. 2001. Predicting land-cover and land-use change in the urban fringe. A case in Morelia city, Mexico. *Landscape and Urban Planning* **55**: 271-285.

MA. 2005. *Ecosystems and human well-being: Synthesis.* Millennium Ecosystem Assessment, Island Press, Washington, D.C.

Mas, J.F., y T. Fernández. 2003. Una evaluación cuantitativa de los errores en el monitoreo de los cambios de cobertura por comparación de mapas. *Investigaciones Geográficas. Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* **51**: 73-87.

Mas, J.F., J.R. Díaz-Gallegos y A. Pérez-Vega. 2003. Evaluación de la confiabilidad temática de mapas o de imágenes clasificadas: una revisión. *Investigaciones Geográficas. Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* **51**: 53-72.

Mas, J.F., A. Velázquez, J.R. Díaz-Gallegos, R. Mayorga, C. Alcántara *et al.* 2004. Assessing land use/cover changes: A nationwide multidate spatial database for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* **5**: 249-261.

Miranda, F., y E. Hernández Xolocotzi. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* **28**: 29-179.

Palacio, J.L., G. Bocco, A. Velázquez, J.F. Mas, F. Takaki *et al.* 2000. Current situation of forest resources in Mexico: Results of the 2000 National Forest Inventory. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* **43**: 183-203.

Peres, C.A. 2002. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology* **15**: 1490-1505.

Pérez, A., J.F. Mas, A. Velázquez y L. Vázquez. 2008. Modeling vegetation diversity types in Mexico based upon topographic features. *Interciencia* **33**: 88-95.

Riitters, K., J. Wickham, R. O'Neill, B. Jones y E. Smith. 2000. Global-scale patterns of forest fragmentation. *Conservation Ecology* **4**: 3.

Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México.* Limusa, México.

Sagarpa. 2006. *Anuario agrícola nacional.* Centro de Estadística Agropecuaria. Sagarpa, México.

Semarnat. 2005. *Informe de la situación del medio ambiente en México. Compendio de estadísticas ambientales.* Semarnat, México.

Semarnat. 2008. Base de datos estadísticos. BASESNIARN-

Sistema Nacional de Información Ambiental y de Recursos Naturales, en <*www.semarnat.gob.mx/INFORMACIONAMBIENTAL/Pages/index-sniarn.aspx*> (consultado en abril de 2008).

Semarnat-Colpos. 2003. *Evaluación de la degradación de los suelos causada por el hombre en la República mexicana, escala 1 : 250 000. Memoria nacional, 2001-2002*. Semarnat-Colegio de Posgraduados Chapingo, México.

Soares-Filho, B.S., D.C. Nepstad, L.M. Curran, G. Coutinho, R.A. García *et al.* 2006. Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature* **440** : 520-523.

Toledo, V.M., y M.J. Ordóñez. 1993. The biodiversity scenario of Mexico: A review of terrestrial habitats, en T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa (eds.), *Biological diversity of Mexico: Origins and distribution*. Oxford University Press, Nueva York, pp. 757-777.

Turner II, B.L., y W.B. Meyer. 1994. Global land-use and land-cover changes: An overview, en W.B. Meyer y B.L. Turner II (eds.), *Changes in land-use and land-cover: A global perspective*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 3-10.

Velázquez, A., J.F. Mas, J.R. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, P.C. Alcántara *et al.* 2002. Patrones y tasas de cambio del uso del suelo en México. *Gaceta Ecológica* **62** : 21-37.

Vitousek, P.M., H.A. Mooney, J. Lubchenco y J.M. Melillo. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* **277** : 494-499.

Wackernagel, M., y W.E. Rees. 1996. *Our ecological footprint: Reducing human impact on the Earth*. New Society Publishers, Gabriola Island, Canadá.

Wackernagel, M., J. Kitzes, D. Moran, S. Goldfinger y M. Thomas. 2006. The ecological footprint of cities and regions: Comparing resource availability with resource demand. *Environment and Urbanization* **18** : 103-112.

3 Perturbaciones y desastres naturales: impactos sobre las ecorregiones, la biodiversidad y el bienestar socioeconómico

AUTORES RESPONSABLES: Robert H. Manson • Enrique J. Jardel Peláez
COAUTORES: Martín Jiménez Espinosa • Carlos A. Escalante Sandoval
AUTORES DE RECUADROS: *3.1,* Miguel Martínez Ramos • *3.2,* Enrique J. Jardel Peláez, Heidi Asbjornsen, Sarahy Contreras Martínez, Dante A. Rodríguez-Trejo, Eduardo Santana C. • *3.3,* Arturo V. Arreola Muñoz • *3.4,* Robert H. Manson • *3.5,* Víctor Sánchez-Cordero • *3.6,* Víctor Magaña Rueda, Leticia Gómez Mendoza
REVISORES: Octavio Pérez Maqueo • Víctor Magaña Rueda

Contenido

Recuadros

Manson, R.H., E.J. Jardel Peláez *et al.* 2009. Perturbaciones y desastres naturales: impactos sobre las ecorregiones, la biodiversidad y el bienestar socioeconómico, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. CONABIO, México, pp. 131-184.

Resumen

México está expuesto a fenómenos hidrometeorológicos extremos y a una alta incidencia de incendios forestales que han tenido impactos socioeconómicos significativos en el pasado reciente. Estas perturbaciones forman parte integral de la dinámica de los ecosistemas y son fuerzas selectivas importantes y necesarias para la evolución y el mantenimiento de la biodiversidad. Los fenómenos naturales se convierten en desastres cuando afectan a las poblaciones humanas y sus condiciones de vida, su economía e infraestructura. Los cambios de uso de suelo y el cambio climático están modificando los regímenes naturales de perturbación en México. El conocimiento de las complejas relaciones entre los regímenes de perturbación (naturales o antropogénicos) y la biodiversidad aún es insuficiente, pero constituye un aspecto fundamental para la conservación y manejo sustentable de los ecosistemas. En este capítulo se presenta información histórica actualizada y nuevos datos sobre la incidencia y posible impacto de los fenómenos hidrometeorológicos y de los incendios forestales en las ecorregiones de México. El 35.4% del territorio nacional está expuesto a sequías extensas, siendo las ecorregiones de Baja California, el Desierto Chihuahuense y la Sierra Madre Occidental las zonas potencialmente más afectadas. Los incendios forestales, la mayoría de origen antropogénico, dañaron en promedio 220 986 hectáreas por año entre 1970 y 2007, con más incidencia de probables incendios en la superficie que ocupan la Planicie Occidental Yucateca, los Altos de Chiapas y la Sierra Madre del sur de Jalisco y Michoacán, así como los lomeríos y piedemontes del Pacífico Sur. Nuestros resultados también indican una frecuencia de incendios mayor a la esperada en ecosistemas sensibles al fuego, como las selvas tropicales húmedas. Asimismo encontramos evidencias de que la magnitud y frecuencia de huracanes está aumentando. Entre 1950 y 2004, 25% de la superficie del país fue afectada por 29 huracanes de niveles 3 a 5, siendo las ecorregiones adyacentes a las líneas de costa las más dañadas. A pesar de las enormes inundaciones que provocaron estos huracanes, no hubo suficientes datos para realizar un estudio acerca de sus consecuencias en el ámbito nacional. Nuestros resultados indican que varias de estas perturbaciones podrían interactuar de manera sinérgica entre sí y con el cambio climático, con efectos sobre la biodiversidad y la infraestructura humana más altos que lo esperado con base en análisis individuales de cada tipo de perturbación. En este estudio se recomienda la aplicación de instrumentos como el ordenamiento ecológico del territorio, la cuantificación y valoración de servicios ecosistémicos clave en la regulación de las perturbaciones naturales, así como el monitoreo en todo el país de los impactos antropogénicos sobre los ecosistemas que proporcionan dichos servicios, todo ello como elementos clave de una estrategia nacional para mitigar los riesgos de los desastres que surgen de las perturbaciones aquí estudiadas.

3.1 Introducción

Por las características particulares de su geografía, el territorio de México está expuesto a una gran variedad de fenómenos naturales, como huracanes, tormentas tropicales, inundaciones, sequías, incendios forestales, deslizamientos de suelos, terremotos y erupciones volcánicas, que llegan a convertirse en desastres cuando causan daño a las poblaciones humanas y afectan su economía e infraestructura (Cenapred 2001). Desde el punto de vista de la ecología, estos fenómenos y sus interacciones sinérgicas se consideran perturbaciones que han formado parte de la dinámica de los ecosistemas y del ambiente en el cual han evolucionado las diferentes formas de vida (Sousa 1984; Pickett y White 1985; Pickett *et al.* 1997; Turner *et al.* 1997). Sin embargo, el contexto en el que ocurren estas perturbaciones naturales está cambiando debido a la influencia del ser humano sobre el ambiente y los ecosistemas (Vitousek *et al.* 1997). Como consecuencia del cambio climático global, se prevé un aumento en la frecuencia y severidad de fenómenos como ciclones, sequías o incendios, lo cual actuará de manera sinérgica con el deterioro ambiental, la transformación del paisaje y la alteración de los regímenes de perturbación naturales o históricos causados por las actividades humanas. Esto a su vez afectará la capacidad de los ecosistemas para amortiguar el impacto de las perturbaciones naturales y minimizar el riesgo de que se conviertan en desastres (Myers 1997; Villers-Ruiz y Trejo-Vázquez 1997; Abramovitz 1999; McCarthy *et al.* 2001; Emanuel 2005; MA 2005).

El probable aumento en los desastres causados por fenómenos naturales implicará cada vez mayores costos socioeconómicos para México (Charvériat 2000; Bitrán Bitrán 2001). Esto también puede provocar efectos negativos para la conservación biológica en un país megadiverso (Mittermeier *et al.* 1997). La naturaleza y la magnitud de tales efectos es objeto de controversia, sobre todo en cuanto a la toma de decisiones acerca de su manejo,

debido a que aún no se conocen suficientemente las complejas relaciones entre la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas, y de cómo influyen en estas las perturbaciones a diferentes escalas espaciales y temporales (Turner *et al.* 1997; Romme *et al.* 1998).

En el caso de México hacen falta más estudios sobre los efectos de diferentes tipos de perturbaciones en distintos ecosistemas, para entender mejor sus consecuencias. Un punto de partida para entender mejor estas consecuencias sobre la biodiversidad y los ecosistemas, es contar con información reciente acerca de la incidencia de fenómenos como huracanes, sequías, inundaciones e incendios forestales. El objetivo de este estudio es proporcionar información actualizada y nuevos datos de cómo afectan los fenómenos hidrometeorológicos y los incendios forestales a las ecorregiones del país (INEGI, Conabio e INE 2007). En el primer apartado se tratan los conceptos teóricos de la ecología que sirven como marco de referencia para entender los efectos de las perturbaciones en los ecosistemas y sus consecuencias sobre la diversidad de especies; se discuten las posibles implicaciones de la alteración de los regímenes de perturbación natural por las actividades humanas, así como la introducción de nuevos tipos de perturbaciones antropogénicas. Asimismo, se analizan las relaciones entre las perturbaciones, consideradas como procesos ecológicos, y los desastres originados por fenómenos naturales, estos últimos entendidos desde una perspectiva social como sucesos que afectan a las poblaciones humanas y sus condiciones de vida, tanto económicas como de infraestructura. En el segundo apartado se aborda el caso de distintos tipos de perturbaciones, haciendo énfasis en los fenómenos hidrometeorológicos (por ejemplo, huracanes, sequías e inundaciones) y los incendios forestales y sus posibles impactos sobre las ecorregiones de México. Las relaciones sinérgicas entre los factores señalados se tratan al final de esta sección, junto con un análisis de las implicaciones del cambio climático global, fenómeno que podría aumentar la incidencia y los impactos de las perturbaciones sobre la estructura y funcionamiento de los ecosistemas. Por último, se presentan las conclusiones y algunas recomendaciones generales.

3.1.1 Perturbaciones, procesos ecológicos y biodiversidad

Las perturbaciones naturales son eventos que ocurren de manera relativamente discreta en el tiempo y modifican el estado, el ambiente físico o la estructura de un ecosistema, comunidad o población, reiniciando procesos de regeneración y sucesión (Pickett y White 1985).[1] Generalmente, el efecto de las perturbaciones en la dinámica de los ecosistemas se ve de forma negativa porque existe una percepción popular, ampliamente difundida pero equivocada, de que los ecosistemas naturales o "bien conservados" se encuentran en una situación estable que ocasionalmente alteran las perturbaciones, lo que hace necesario poner en práctica medidas de prevención o remediación para minimizar los daños que estas causan. Tales ideas se basan en la noción del equilibrio ecológico, fuertemente arraigada en el pensamiento conservacionista (Pickett *et al.* 1997) e incluso en ordenamientos legales, como la ley ambiental mexicana. Desde esa perspectiva se supone que el estado idóneo de la naturaleza consiste en ecosistemas que a lo largo del tiempo han alcanzado el clímax, esto es, su máximo estado de desarrollo potencial, y que se mantiene en equilibrio con las condiciones ambientales. Sin embargo, numerosas investigaciones realizadas en las últimas décadas rechazan tales ideas, dando lugar a un cambio de paradigma en la ciencia de la ecología: la concepción actual es que los ecosistemas naturales son dinámicos, se modifican continuamente, presentan cambios complejos, pueden estar en diferentes estados cercanos o no a la estabilidad, y las perturbaciones naturales tienen un papel importante en su funcionamiento (Sousa 1984; Pickett y White 1985; Botkin 1990; De Leo y Levin 1997; Pickett *et al.* 1997; Terradas 2001; Gunderson y Holling 2002). La evidencia científica también muestra que la diversidad biológica es resultado de procesos evolutivos en los que las perturbaciones han actuado como fuerzas selectivas y como parte de los procesos ecológicos que mantienen, e incluso generan, patrones de variación espacial y temporal en la diversidad de ecosistemas, especies y poblaciones (Levin y Paine 1974; Connell 1979; Sousa 1984; Pickett y White 1985; Turner *et al.* 1997; Romme *et al.* 1998; Foster 2000; Brawn *et al.* 2001).

Históricamente, los ecosistemas han estado sujetos a regímenes de perturbación que se pueden caracterizar por distintos atributos, como su distribución espacial, superficie impactada, frecuencia (número de eventos por unidad de tiempo) y tasa de retorno (media de tiempo entre uno y otro), intensidad (cantidad de energía liberada por unidad de área y tiempo), naturaleza intrínseca (diferencias cualitativas entre tipos de perturbaciones) y las sinergias que se producen entre las perturbaciones dominantes (Pickett y White 1985; White y Jentsch 2001). Estos regímenes pueden cambiar considerablemente entre diferentes ecosistemas, y de hecho determinan en

gran parte algunas de sus características, como la estructura y composición de la vegetación. Por eso, la variación en el régimen histórico de perturbación es un aspecto fundamental que se debe considerar cuando se definen prácticas de conservación biológica y planes de manejo del territorio y los recursos naturales (Hobbs y Huenneke 1992; Pickett *et al.* 1997; Landres *et al.* 1999).

Entender las consecuencias ecológicas de las perturbaciones y su influencia en la estructura y dinámica del mosaico de parches en el paisaje es particularmente importante para conservar la biodiversidad (Pickett y White 1985; Christensen *et al.* 1996; Christensen 1997). La conservación involucra necesariamente una paradoja, ya que se busca preservar sistemas que, de entrada, son dinámicos y cambiantes (White y Bratton 1980; Botkin 1990; Ostfeld *et al.* 1997). Es esencial entonces reconocer la importancia de los procesos que regulan el funcionamiento de los ecosistemas y, en lugar de intentar restringir su variación natural, utilizar nuestro conocimiento acerca de ellos para minimizar o controlar ciertos efectos ambientales "indeseables". De hecho, varios estudios han demostrado que suprimir las perturbaciones que han formado parte de un ecosistema genera consecuencias negativas. Por ejemplo, modificar los ciclos naturales de inundación y sequía en ríos y humedales ha llevado a la desaparición de hábitats y especies, a cambiar los cauces y a su desbordamiento cuando ocurren precipitaciones y escurrimientos extremos (Brawn *et al.* 2001; Reice 2001); o bien, en ecosistemas forestales con un régimen histórico de incendios frecuentes leves, suprimir el fuego provoca acumulación de combustibles e incendios severos, destructivos e incontrolables (Agee 2002; Myers 2006), por lo que es más recomendable restaurar el régimen de fuego utilizando quemas prescritas (Agee y Skinner 2005). Las estrategias de manejo de ecosistemas dirigidas a mitigar las perturbaciones que los regulan, generalmente los modifican a formas más simplificadas (menos diversidad estructural y de especies), aumentando su vulnerabilidad y disminuyendo su resiliencia[2] frente a nuevas perturbaciones (De Leo y Levin 1997; Folke *et al.* 2004).

Las perturbaciones naturales que mantienen la diversidad en los ecosistemas generalmente son de carácter intermedio en términos temporales y espaciales, es decir, frecuentes y pequeñas o infrecuentes y grandes (Connell 1979). Las perturbaciones frecuentes generan en el paisaje un mosaico de "grano fino", esto es, mantienen parches de hábitat en distintas etapas de desarrollo sucesional, con una estructura y composición de especies característica. Estos parches, que en el caso de los bosques, por ejemplo, incluyen claros recientemente abiertos por la caída de árboles grandes derribados por viento, un incendio o el ataque de insectos u hongos patógenos. Los parches ofrecen distintas condiciones de hábitat para especies con requerimientos ecológicos diferentes (véanse los recuadros 3.1 y 3.2). En los ecosistemas acuáticos, las inundaciones cíclicas son esenciales para mantener hábitats como humedales y llanuras de inundación de las que dependen numerosas especies de plantas y aves (Brawn *et al.* 2001; Reice 2001). En este sentido, la heterogeneidad creada por las perturbaciones y los procesos de regeneración y sucesión subsiguientes es necesaria para el mantenimiento de la biodiversidad (Bormann y Likens 1979; Romme y Knight 1981; Forman y Godron 1986; White y Jentsch 2001).

En el caso de las perturbaciones infrecuentes, estas afectan, en un solo evento grandes extensiones del orden de cientos o miles de hectáreas; es lo que sucede, por ejemplo, con los huracanes más intensos, las erupciones volcánicas o los grandes incendios de bosques de coníferas septentrionales (Turner *et al.* 1997; Romme *et al.* 1998). Este tipo de perturbaciones prácticamente reinicia el desarrollo de un ecosistema, y si bien sus efectos al principio parecen devastadores, los intervalos entre los eventos de perturbación son de tal amplitud que proporcionan el tiempo necesario para que los ecosistemas puedan recuperarse, e incluso eliminar organismos patógenos o parásitos que causan enfermedades y plagas, o limpiarse de especies exóticas invasoras que tienden a desplazar a las especies nativas (Sousa 1984; Agee 1993; Turner *et al.* 1997; Batista y Platt 2003).

3.1.2 Perturbaciones naturales *versus* antropogénicas

Las perturbaciones que influyen en los ecosistemas pueden ser originadas por causas naturales (como un huracán, una sequía o una inundación) o humanas (por ejemplo, la reconversión de bosques para fines productivos o la contaminación de aguas y suelos por actividades mineras), o bien es posible que sean una mezcla de ambas, como en el caso de los incendios forestales que son causados tanto por fuentes de ignición naturales —como los rayos— o antropogénicas, como el fuego escapado de quemas agrícolas.

Las perturbaciones naturales y antropogénicas frecuentemente actúan de manera sinérgica. La transformación del paisaje por la acción humana (deforestación, fragmentación, explotación de recursos, intervenciones de

Recuadro 3.1 Dinámica de regeneración natural de selvas húmedas

Miguel Martínez Ramos

En México, los bosques tropicales perennifolios (selvas húmedas) representan los ecosistemas terrestres más ricos en especies de plantas y animales. En estos bosques la superposición de hojas, ramas y tallos de palmas, lianas y árboles de diferentes tamaños forman una bóveda espesa y cerrada que filtra la energía solar al interior del bosque, limitando fuertemente el crecimiento de la vegetación. De manera recurrente, las lluvias, vientos, huracanes, descargas eléctricas, deslaves y el ataque de animales y enfermedades (que debilitan las raíces y los troncos) provocan la caída de ramas y árboles, abriendo claros en la bóveda forestal. En estos claros aumenta la energía solar, lo que acelera el desarrollo de las plantas. Con frecuencia (uno por hectárea en cinco años o menos) se forman claros pequeños, menores de 50 m^2, al caer ramas o toda la copa de un árbol grande. Es menos común (uno por hectárea cada 25 años o más) que se formen claros grandes ($>$ 300 m^2) cuando caen varios árboles completos (Martínez-Ramos *et al.* 1988).

Los claros pequeños se cierran de manera rápida con el crecimiento de ramas de árboles cercanos. Aunque el aumento de luz en los claros es esporádico, es suficiente para producir un pulso de crecimiento en las plantas antes inhibidas en la sombra. Los claros grandes se cierran con el crecimiento vertical de los árboles. El suelo queda expuesto a la radiación solar directa y a una mayor temperatura. Estos cambios ambientales activan la germinación de especies "pioneras", árboles heliófilos cuyo ciclo de vida solo ocurre en sitios abiertos (Martínez-Ramos y Álvarez-Buylla 1998). Una maduración rápida, la copiosa producción de semillas pequeñas ($<$ 0.5 cm de largo) y una amplia diseminación de las mismas permiten que las pioneras colonicen claros nuevos. Algunas especies pioneras crecen más de tres metros de altura por año y alcanzan 30 m en menos de 10 años. Su longevidad, sin embargo, es corta y contadas especies sobrepasan los 50 años.

Con el tiempo, a los árboles pioneros los sustituyen especies arbóreas que se desarrollaron más lentamente. Estas especies "persistentes" producen semillas que generalmente tienen un tamaño grande ($>$ 1 cm de largo) y baja capacidad de dispersión (Martínez-Ramos *et al.* 1989). Germinan en la sombra y sobreviven por algún tiempo en la penumbra, pero requieren claros para alcanzar la madurez o reproducirse. Las especies persistentes son las más comunes en las selvas húmedas y varían en su tamaño máximo (unas alcanzan algunos metros de altura y otras hasta 80 m), así como en la velocidad de crecimiento y longevidad: algunas viven poco más de 100 años y otras más de mil (Martínez-Ramos y Álvarez-Buylla 1998).

Con el establecimiento de árboles persistentes se cierra un ciclo de regeneración y se reinicia cuando alguno de estos árboles se rompe o cae. Se estima que el ciclo dura de 50 a 400 años, tiempo que transcurre entre la formación de dos claros en un mismo sitio del bosque (Martínez-Ramos *et al.* 1988). El ciclo es más rápido en terrenos inclinados, suelos someros y en áreas con tormentas severas (Clark 1990), también en selvas fragmentadas y en los bordes, pero no así en sitios conservados y al interior del bosque.

En las últimas décadas las selvas húmedas han estado sujetas a deforestación y fragmentación intensas. Estas perturbaciones provocadas por los seres humanos crean claros mucho más grandes (de uno a cientos de hectáreas) que los naturales y las actividades (agrícolas, pecuarias o mineras, entre otras) que en ellos se practican generan ambientes que eliminan, impiden o reducen la capacidad de regeneración natural de la selva (Holl y Kappelle 1999). Como resultado de estas actividades se ha producido una extinción masiva de especies y la pérdida profunda de funciones y servicios que proveen las selvas como ecosistemas. La dinámica de regeneración natural de las selvas húmedas depende de mecanismos que evolucionaron durante millones de años, los cuales mantienen la gran biodiversidad de estos ecosistemas. Programas sustentables de manejo de selvas húmedas dependen de que logremos entender los principios ecológicos que rigen la dinámica de regeneración natural de estos extraordinarios y majestuosos bosques.

manejo, ocupación del suelo, contaminación, etc.) puede imitar, modificar o amplificar los efectos de eventos naturales o alterar regímenes históricos de perturbación en un ecosistema particular, aumentar su vulnerabilidad o introducir nuevos tipos de perturbación (Mooney y Godron 1983; Pickett *et al.* 1997).

En regiones con una larga historia de presencia humana, como en México y buena parte de América (Denevan 1992), los ecosistemas han estado sujetos a regímenes históricos de perturbación antropogénica que se han convertido en parte de su dinámica o que crean condiciones de hábitat favorables para un importante componente de

Recuadro 3.2 Efectos del fuego sobre la biodiversidad en ecosistemas forestales

Enrique J. Jardel Peláez • Heidi Asbjornsen • Sarahy Contreras Martínez • Dante A. Rodríguez-Trejo • Eduardo Santana C.

El efecto del fuego en la biodiversidad es un tema complejo y controversial que aún está poco estudiado en México. Existe una idea generalizada de que los incendios forestales son una amenaza para la biodiversidad, pero algunas investigaciones han mostrado que el fuego es parte de la dinámica de muchos ecosistemas terrestres. Al evaluar los efectos del fuego sobre la biodiversidad, se debe tomar en consideración que en el territorio mexicano existe una gran diversidad de ecosistemas forestales que han estado sujetos a diferentes regímenes históricos de incendios y que presentan una amplia variación en cuanto a su sensibilidad y respuesta a los efectos del fuego. Adicionalmente, las especies presentes en una misma área pueden responder de manera diferente a este factor. Los siguientes ejemplos dan una idea de la variación de los efectos del fuego sobre la diversidad de especies de plantas y animales en ditintos tipos de bosques.

En bosques de pino las áreas quemadas tienden a presentar mayor riqueza florística que aquellas que no se han quemado durante periodos prolongados. En bosques de *Pinus hartwegii* del Ajusco, Distrito Federal, a 3 650 m de elevación, un año después de haber sufrido un incendio o estar sujetos a quemas prescritas la riqueza de plantas vasculares fue de 21 especies, mientras que en áreas no quemadas solo se encontraron 12 especies (Rodríguez-Trejo *et al.* 2004).

En otro estudio en bosques de *Pinus douglasiana* y *P. herrerae* en la Sierra de Manantlán, Jalisco, a elevaciones de 1 930-2 200 m se registró un total de 126 especies de plantas vasculares, de las cuales 56 se encontraron en sitios no quemados, 101 en lugares quemados superficialmente y 37 en claros abiertos por incendios severos; la composición de especies varió marcadamente entre los sitios de acuerdo con la intensidad de la quema y 52 especies se encontraron solo en sitios quemados (Vargas-Jaramillo *et al.* 2005). En la misma área de estudio Contreras-Martínez y Santana (1995) registraron mayor riqueza de especies de aves (79) en una zona de regeneración de bosque de pino-encino que había sido afectada por un incendio de copa, que en el bosque de pino-encino no quemado (70 especies), pero menor que en un rodal de bosque mesófilo de montaña cercano (87 especies). Observaciones de largo plazo muestran que aun entre especies del mismo gremio trófico, como los colibríes *Scelasphorus rufus* y *Lampornis amethystinus*, existen respuestas diferentes al efecto de los incendios: el primero es abundante en los claros abiertos por el fuego y sus poblaciones disminuyen conforme avanza la sucesión y se cierra el bosque, mientras que el segundo sigue un comportamiento opuesto. Estos estudios muestran que la conservación de la diversidad de plantas y aves en el área depende del mosaico del paisaje formado por parches quemados y no quemados en distintas etapas de sucesión.

En contraste con los bosques de pino que se mantienen bajo un régimen de incendios frecuentes de baja severidad, los bosques mesófilos de montaña son muy sensibles al fuego. El fuego, que era un evento raro en estos ecosistemas de zonas húmedas, se ha vuelto más frecuente por las actividades humanas y en años secos puede quemar severamente áreas extensas. En 1998 (un año extremadamente seco por efecto de El Niño) se quemaron cerca de 38 000 hectáreas de bosque mesófilo de montaña en Los Chimalapas, Oaxaca. Un estudio realizado cuatro años después del incendio (Asbjornsen y Gallardo-Hernández 2004) mostró la disminución de la riqueza de especies arbóreas en 71% (de 30 a nueve especies) en suelos derivados de rocas metamórficas y en 81% en terrenos cársticos (de 20 a cuatro especies), mientras que en el bosque enano de las partes altas de las montañas (arriba de 1 780 m), se perdió 100% del estrato arbóreo. En el estrato arbustivo del bosque mesófilo sobre terrenos cársticos la riqueza de especies disminuyó 11% (de 43 a 38 especies), en tanto que en los terrenos metamórficos la riqueza de arbustos aumentó 6% (de 39 a 41 especies), pero con dominancia de especies oportunistas de etapas tempranas de la sucesión. En la Sierra de Manantlán, donde se encuentra un mosaico de bosques de pino-encino y mesófilo de montaña, se ha encontrado que los incendios favorecen la dominancia de los pinos e impiden su reemplazo por las especies latifoliadas de bosque mesófilo de montaña en la sucesión en sitios húmedos (Jardel *et al.* 2004).

la biodiversidad (Mooney y Godron 1983; McDonnell y Pickett 1993; Foster 2000). Esto se refleja, por ejemplo, en la riqueza florística y el alto nivel de endemismo de plantas arvenses (asociadas a campos de cultivo) en la vegetación mexicana (Rzedowski 1991). En cuanto a los incendios forestales en muchas partes del mundo, y este es el caso de México, es difícil separar su origen natural o humano, por lo que es preferible hacer referencia a regímenes históricos de perturbación por fuego (Pyne 1995). Sin embargo, en los últimos dos siglos han aparecido per-

turbaciones antropogénicas completamente nuevas, distintas en sus características y magnitud a cualquier otro factor que en el pasado influyera en los patrones y procesos de los ecosistemas o en la evolución de la biota (McNeill 2000). Hoy día, considerando el grado de influencia humana a escala de la biosfera en general (Vitousek *et al.* 1997; MA 2005), y en México en particular (con solo 33% de la superficie terrestre del país cubierto por vegetación no perturbada (Palacio-Prieto *et al.* 2000), es difícil separar los efectos de perturbaciones naturales y antropogénicas. Sin embargo, esta distinción es muy importante en el desarrollo de estrategias de conservación o restauración ecológica (Richmond 1993; McIntrye y Hobbs 1999; Chazdon 2003).

Los efectos de las perturbaciones antropogénicas se manifiestan a diferentes escalas espaciales, pero son particularmente notables en la escala del paisaje (Turner 1989; Turner *et al.* 2001). El proceso de transformación a gran escala de la superficie de la Tierra por las actividades humanas (avance de la frontera agropecuaria, explotación forestal, minería, urbanización, etc.) ha dado como resultado paisajes caracterizados por fragmentos de hábitat original rodeados por matrices de vegetación con estructuras homogéneas y comunidades poco diversas (véase capítulos 1 y 2 en este volumen). Típicamente, las perturbaciones antropogénicas que crean y mantienen estos paisajes, son muy intensas, frecuentes y extensas. Aparte de la pérdida de hábitat original que generan, otros efectos secundarios de estas perturbaciones incluyen los llamados efectos de borde y la pérdida adicional de hábitat no perturbado (Ries *et al.* 2004; Harper *et al.* 2005). Sus sinergias con perturbaciones naturales producen la degradación acelerada de los fragmentos de hábitat original remanente (Laurance *et al.* 2002) y la reducción del tamaño y movilidad de poblaciones, así como de su diversidad genética, lo cual puede tener efectos en las metapoblaciones[3] y provocar la extinción local o regional de especies (Hanski 1998).

La pérdida de biodiversidad tiene consecuencias sobre distintas propiedades de los ecosistemas, como su capacidad para soportar los efectos de las perturbaciones (resistencia) o regenerarse después de un evento de perturbación (resiliencia) (Loreau *et al.* 2002; Hammill *et al.* 2005; Hooper *et al.* 2005). Existen umbrales de perturbación más allá de los cuales pueden suceder cambios abruptos inesperados, tanto cuantitativos como cualitativos, en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas que los hacen más vulnerables a perturbaciones futuras o que incluso llevan al reemplazo de un tipo de ecosistema por otro (Paine *et al.* 1998; Gunderson y Holling 2002; Fahrig 2003; Folke *et al.* 2004; MA 2005; Groffman *et al.* 2006). Por ejemplo, el aumento de la frecuencia y severidad de incendios en bosques tropicales fragmentados conduce a que se reemplacen por sabanas (Nepstad *et al.* 2001).

Las perturbaciones antropogénicas no solo han aumentado en extensión e intensidad en los últimos dos siglos, además han aparecido nuevos tipos de perturbación (McNeill 2000) y la huella humana en la Tierra tiene ahora un alcance mucho mayor que en el pasado (Goudie 2001). Perturbaciones como el uso del fuego para abrir pequeños claros para la agricultura con ciclos largos de barbecho o el apacentamiento de ganado, lo cual simula perturbaciones naturales, fueron capaces de mantener gran parte de la diversidad biológica de los ecosistemas utilizados por el ser humano durante siglos o incluso milenios (Harrison y Turner II 1978; Roosevelt 1989; Gómez-Pompa *et al.* 1993; Foster 2000). Sin embargo, otras perturbaciones como la cacería inmoderada causaron extinciones masivas de la megafauna en muchos continentes (Barnosky *et al.* 2004), actividad cuyos impactos afectan los ecosistemas hasta la actualidad (Janzen y Martin 1982; Dirzo y Miranda 1991). Es necesario incorporar información sobre estos efectos en el desarrollo de planes de manejo de recursos naturales, conservación de espacios silvestres o restauración ecológica, con el fin de evitar la desaparición de hábitat crítico para ciertos componentes de la biodiversidad adaptados a estas perturbaciones antropogénicas históricas (Foster *et al.* 2003).

3.1.3 Los desastres

De acuerdo con la Estrategia Internacional para la Reducción de Desastres de la Organización de las Naciones Unidas (EIRD 2007), el término "desastre" se refiere a sucesos que causan considerables pérdidas humanas, materiales, económicas o ambientales, alterando el funcionamiento de la comunidad humana afectada y excediendo su capacidad para hacer frente a la situación utilizando sus propios recursos. Whittow (1979) distingue entre amenaza o peligro (*hazard*) y evento catastrófico (*disaster*); al primero lo considera un "evento natural advertido que amenaza la vida y la propiedad", y al segundo como la materialización de este peligro. Cuando algún fenómeno natural, como un huracán o una erupción volcánica, afecta significativamente la infraestructura, la economía y las condiciones de vida de la gente muchas veces se habla de "desastres naturales". Dichos eventos pueden provocar pérdidas de vidas humanas y costos financieros

considerables, con consecuencias a largo plazo que se manifiestan en problemas de salud pública, escasez de alimentos o pérdida de fuentes de empleo e ingreso (Delgadillo 1996; Cenapred 2001). Sin embargo, esta designación es inadecuada; por una parte genera la percepción de que todo fenómeno natural extremo es desastroso en sus efectos ecológicos, cosa que no ocurre en todos los casos, como se señaló en la sección anterior, y por otra parece obviar el hecho de que la vulnerabilidad de las comunidades humanas a los desastres en gran parte tiene que ver con factores sociales. Así, el riesgo de desastres provocados por eventos naturales se determina como el producto de la probabilidad de que se presente el fenómeno (huracán, inundación, sequía), la exposición del sistema afectable (la población humana, los bienes y servicios o la infraestructura) y la vulnerabilidad de dicho sistema (propensión de ser afectado) al fenómeno en cuestión (Mileti 1999; Cenapred 2001; Girot 2002).[4]

Durante el siglo XX, en muchas partes del mundo hubo un aumento dramático de desastres provocados por perturbaciones naturales (ONU y WWAP 2003; PNUD 2004). Aparte de los cambios climáticos que están incrementando la frecuencia y magnitud de muchas de estas perturbaciones (Semarnat-INE 2006), el aumento de los desastres naturales también se debe a una mayor vulnerabilidad de la población humana que se establece en áreas de riesgo (llanuras de inundación, laderas inestables o zonas de matorrales y bosques susceptibles a incendios) y a la degradación de ecosistemas (como los bosques de las cabeceras de cuencas, los manglares o los arrecifes de coral) que podrían regular o mitigar el impacto de los fenómenos naturales causantes de desastres (Delgadillo 1996; PNUD 2004; Ries *et al.* 2004; EIRD 2007). Dado que en los países o regiones más desarrolladas existe mayor infraestructura, sus pérdidas económicas por desastres son más elevadas en términos absolutos (Mileti 1999). Sin embargo, debido a que estos países cuentan con más recursos institucionales, humanos y financieros, normalmente resisten mejor y se recuperan más rápido después de estos eventos catastróficos. En cambio, en los países en desarrollo, o incluso en las regiones o barrios pobres de países o regiones desarrollados, una de las causas principales de que los efectos de las perturbaciones naturales sean mayores, es su vulnerabilidad extrema a dichos eventos.

El aumento de la vulnerabilidad de los centros de población humana a los desastres provocados por fenómenos naturales se debe a un conjunto de factores: la desigualdad en la distribución de la propiedad de la tierra y la especulación inmobiliaria que lleva a los más pobres a ocupar zonas urbanas marginales de alto riesgo (márgenes de ríos y zonas costeras, laderas de montaña), el crecimiento poblacional acelerado y la emigración rural a las ciudades, la expansión urbana desordenada, la falta de planeación y regulación de uso del suelo, el establecimiento de fraccionamientos residenciales y sitios de recreación en espacios silvestres, la información deficiente sobre medidas preventivas y el desconocimiento de las experiencias locales acerca de cómo enfrentar los fenómenos naturales más comunes (Dirzo y Miranda 1991; Delgadillo 1996; Hewitt 1997; ONU 2002; PNUD 2004). Debido a este alto grado de vulnerabilidad, en promedio hubo 13 veces más víctimas y 20 veces más daños económicos (en relación con el PIB) en países en desarrollo en comparación con las naciones ricas durante el periodo 1980-2000 (Cenapred 2001; PNUD 2004).

En México y otros países de América Latina el enfoque principal frente a estos desastres ha cambiado de un esquema fundamentalmente reactivo a uno de carácter preventivo, donde se busca entender mejor las amenazas y los factores de riesgo, y el desarrollo de métodos para detectarlas, predecirlas y mitigarlas (Cenapred 2001; Girot 2002). Sin embargo, en este paradigma de "amenazas" o eventos puntuales de corto plazo se ignora el deterioro progresivo de las condiciones ambientales, lo cual ha resultado en una percepción de los desastres como algo que precisamente resulta de las perturbaciones naturales y que minimiza el papel de los seres humanos como factor de cambio de la frecuencia, severidad e impacto económico de estos eventos (Abramovitz 1999; Girot 2002) (véanse los recuadros 3.3 y 3.4).

Esta percepción es aún más problemática por el hecho de que cada vez hay más evidencia de que los servicios ambientales proporcionados por los ecosistemas ayudan a reducir el riesgo y amortiguan los impactos de los desastres naturales (Myers 1997; Hammill *et al.* 2005; MA 2005). Estos servicios incluyen: la regulación de ciclos de inundaciones y sequías, tasas mínimas de erosión de suelos y deslaves, y reducción del efecto de los vientos, mareas y oleaje (Daily 1997; MA 2005; para más información véase el capítulo 4 de este volumen). Un número creciente de estudios documentan el enorme valor económico de los servicios derivados del buen funcionamiento de los ecosistemas naturales y las consecuencias de su reemplazo o deterioro por actividades humanas (Costanza *et al.* 1989; Myers y White 1993; Abramovitz 1999; Danielsen *et al.* 2005; Hammill *et al.* 2005).

Los costos de los desastres provocados por perturbaciones naturales en México son muy altos, por eso prevenirlos

Recuadro 3.3 Las "aguas grandes" en la costa de Chiapas: ¿cada cuándo?

Arturo V. Arreola Muñoz

Los riesgos derivados de los efectos de la erosión y de los fenómenos hidrometeorológicos en la Sierra Madre y costa de Chiapas son muy altos y cada vez más frecuentes; es posible que se deban principalmente a aumentos en la temperatura del mar, por eso la severidad de algunos huracanes y de eventos como El Niño y La Niña (McCarthy *et al.* 2001; Sun 2003; Emanuel 2005). Un ejemplo del impacto de estos fenómenos en la costa del Pacífico mexicano son las lluvias que azotaron esta zona en 1998 y 2005. En todos los municipios del área el avance de la frontera agropecuaria ha tenido efectos importantes en los suelos locales frágiles, provocando un deterioro significativo del servicio ambiental de protección contra las amenazas naturales de origen climático, como tormentas tropicales, inundaciones, marejadas, avalanchas, deslizamientos, sequías e incendios. Los orígenes e interacciones de estas amenazas no son constantes. Por ejemplo, en 1998 el fenómeno de El Niño trajo consigo el verano más cálido y seco desde 1950, el cual propició entre abril y junio graves incendios forestales, a los que siguieron lluvias intensas en septiembre cuyo resultado fueron inundaciones y deslaves de escalas impresionantes. Las fuertes precipitaciones de 2005, en cambio, fueron producto de la presencia del huracán Stan.

Entre el 7 y el 10 de septiembre de 1998 se presentó un evento de gran magnitud derivado de la formación de una lluvia orogénica con precipitaciones de hasta 300 mm en un día, y acumulada en algunos casos a más de 930 mm. En total, las lluvias de este año atípico provocaron inundaciones fuertes y moderadas que cubrieron 297 000 hectáreas; más de 115 000 hectáreas afectadas por derrumbes, deslaves, cárcavas y escorrentías difusas. Sin embargo, los mayores daños fueron los derivados de la formación de conos de deyección y

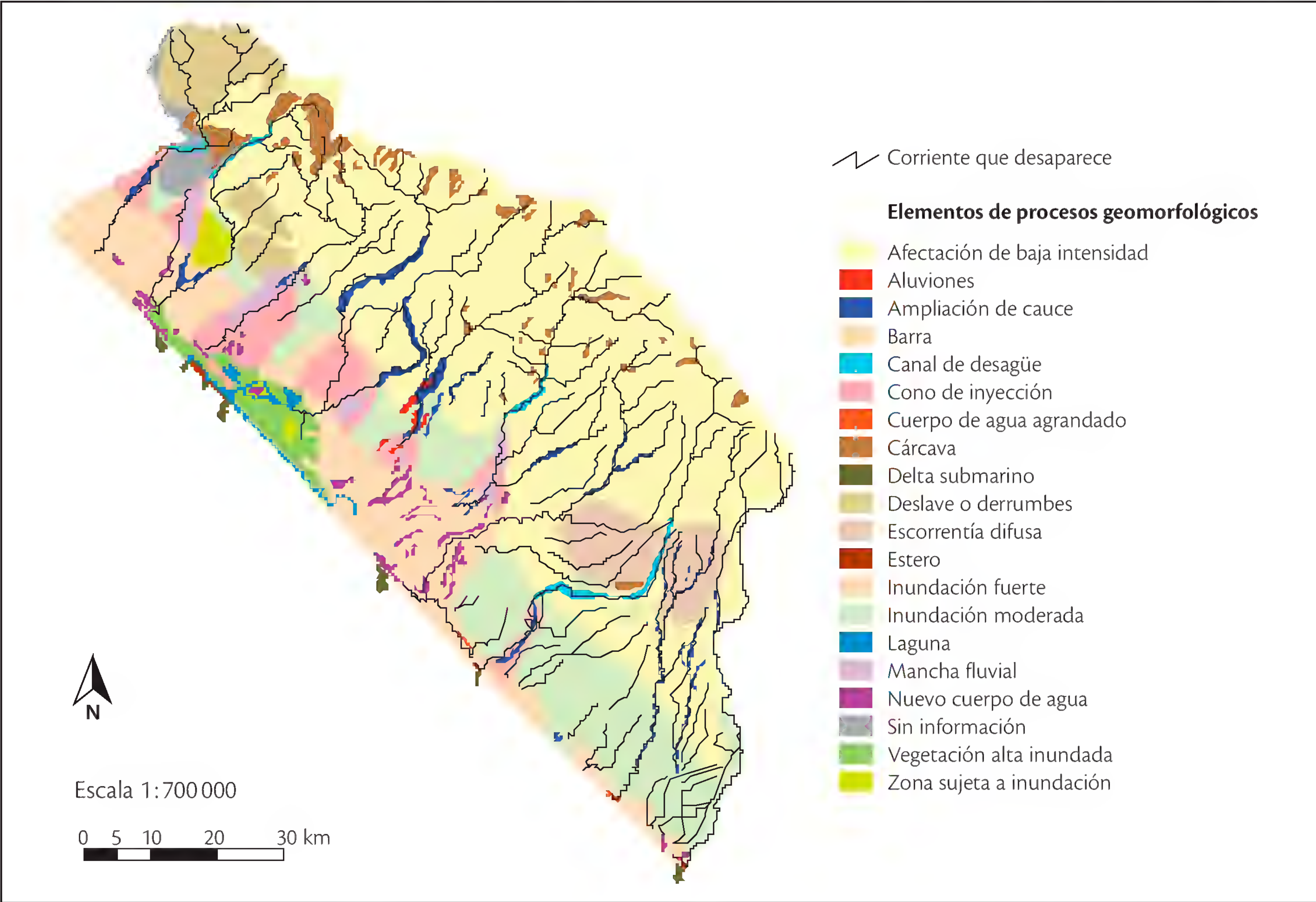


Figura 1 Mapa del impacto de fenómeno hidrometeorológico en la costa de Chiapas durante septiembre de 1998 (Idesmac 1999).

aluviones que afectaron severamente más de 74 000 hectáreas, se derrumbaron casi todos los puentes carreteros entre Pijijiapan y Huixtla, desaparecieron miles de casas e incluso fueron sepultados varios poblados, como Valdivia, que prácticamente desapareció bajo metros de lodo. En conjunto, estos eventos aportaron gran cantidad de materiales de diversos tamaños en planicies, lagunas y esteros, provocando un cambio en la morfología costera con la apertura de barras y la acumulación de sedimentos en la zona marina (Fig. 1, tomada de Idesmac 1999). En total, casi 550 000 hectáreas (300 000 en la región del Soconusco) fueron dañadas por estos eventos hidrometeorológicos. Cálculos de este estudio indican que 65% de la superficie afectada fueron pastizales y solo 3.9% correspondió a bosques mesófilos y selvas altas y medianas. Hubo más de 29 000 personas damnificadas, muchas de las cuales perdieron la vida, vivienda, medios de producción e ingreso, así como su salud y patrimonio histórico. A partir de entonces, y como consecuencia de los programas oficiales de reconstrucción, muchas personas han migrado desde las montañas a las partes bajas, incrementando paradójicamente el número de población en riesgo, lo cual constituyó la situación ideal para un desastre de dimensiones similares al que produjo el huracán Stan en 2005. En este caso las "aguas grandes", término utilizado localmente para describir estos fenómenos, se presentaron otra vez en la región del Soconusco, afectando a 92 000 personas sobre todo de la ciudad de Tapachula, la segunda en tamaño del estado de Chiapas. Llama la atención que los desastres de octubre fueron producto de una precipitación acumulada entre el 3 y el 6 de octubre de 2005 de 830 mm, es decir, 7.5% menos que la registrada en 1998. Estimaciones realizadas por la Comisión Nacional del Agua indican que alrededor de 307 000 hectáreas fueron afectadas.

Recuadro 3.4 Riesgo de inundaciones por efectos de la deforestación en el estado de Veracruz

Robert H. Manson

En México se ha reconocido que el deterioro de los recursos hídricos, los ecosistemas boscosos y los importantes servicios hidrológicos que nos proporcionan (Myers 1997; Manson 2004), así como la relación agua-bosques son un asunto de seguridad nacional (CNA 2001a). Esta relación está particularmente amenazada en el estado de Veracruz, donde la combinación de altas tasas de precipitación (12% del total nacional), escurrimiento pluvial de 28% (CNA 2002) y deforestación (pérdida de 36% de 1984 a 2000; datos no publicados) parece ligada a un aumento de ciclos de inundaciones y sequías que han ocasionado miles de millones de pesos en daños y afectado a cientos de miles de personas solo en la última década (Bitrán Bitrán 2001). Se hizo una evaluación del impacto potencial del riesgo de inundaciones por la deforestación en las cuencas de Veracruz, usando un modelo de balance hidrológico sencillo durante la época de lluvias, cuando cae 79% de la precipitación anual. Este modelo se modificó para poder estimar cambios en la cantidad de escurrimiento pluvial en cada cuenca o el riesgo de inundaciones usando un coeficiente de escurrimiento (E_1; valores entre 0 y 1):

$$P - ET = I + E \qquad \text{Riesgo} = E_1 \times (P - ET).$$

El modelo incluye estimaciones de la precipitación (P), evapotranspiración (ET), infiltración (I) y escurrimiento pluvial (E) en cada cuenca para el periodo 1984-2000 con base en capas de datos meteorológicos, físicos y socioeconómicos de la CNA, así como mapas de vegetación y uso de suelo (1:250 000) (INEGI 1980; Palacio-Prieto *et al.* 2000) para la Región Hidrológica X (RHX) de la CNA (Fig. 1), cubriendo 85% del estado de Veracruz.

Hubo un aumento promedio de 7.24 ± 8.18 por ciento (102 millones de m^3) de escurrimiento pluvial en las cuencas de la RHX (Fig. 1), siendo las zonas norte y sur las que tienen mayor riesgo de inundaciones. En general concuerdan las predicciones del modelo hidrológico y la cantidad de damnificados en cada municipio de Veracruz (Fig. 1). Esta información servirá para realizar programas de reforestación, establecer nuevas AP estatales y municipales, y mercados para el pago de los servicios hidrológicos forestales que se espera reducirán el riesgo de ciclos de inundaciones (Manson *et al.* 2008).

Queremos hacer patente nuestro agradecimiento por los apoyos proporcionados por Sigolfo-Conacyt (proyecto 00-06-002-V) y Conafor-Conacyt (proyecto 2002-C01-5985) a RHM, así como a la Gerencia Regional Golfo Centro de la CNA y la Subsecretaría de Protección Civil del estado de Veracruz, los cuales fueron clave para realizar este estudio.

Recuadro 3.4 [*concluye*]

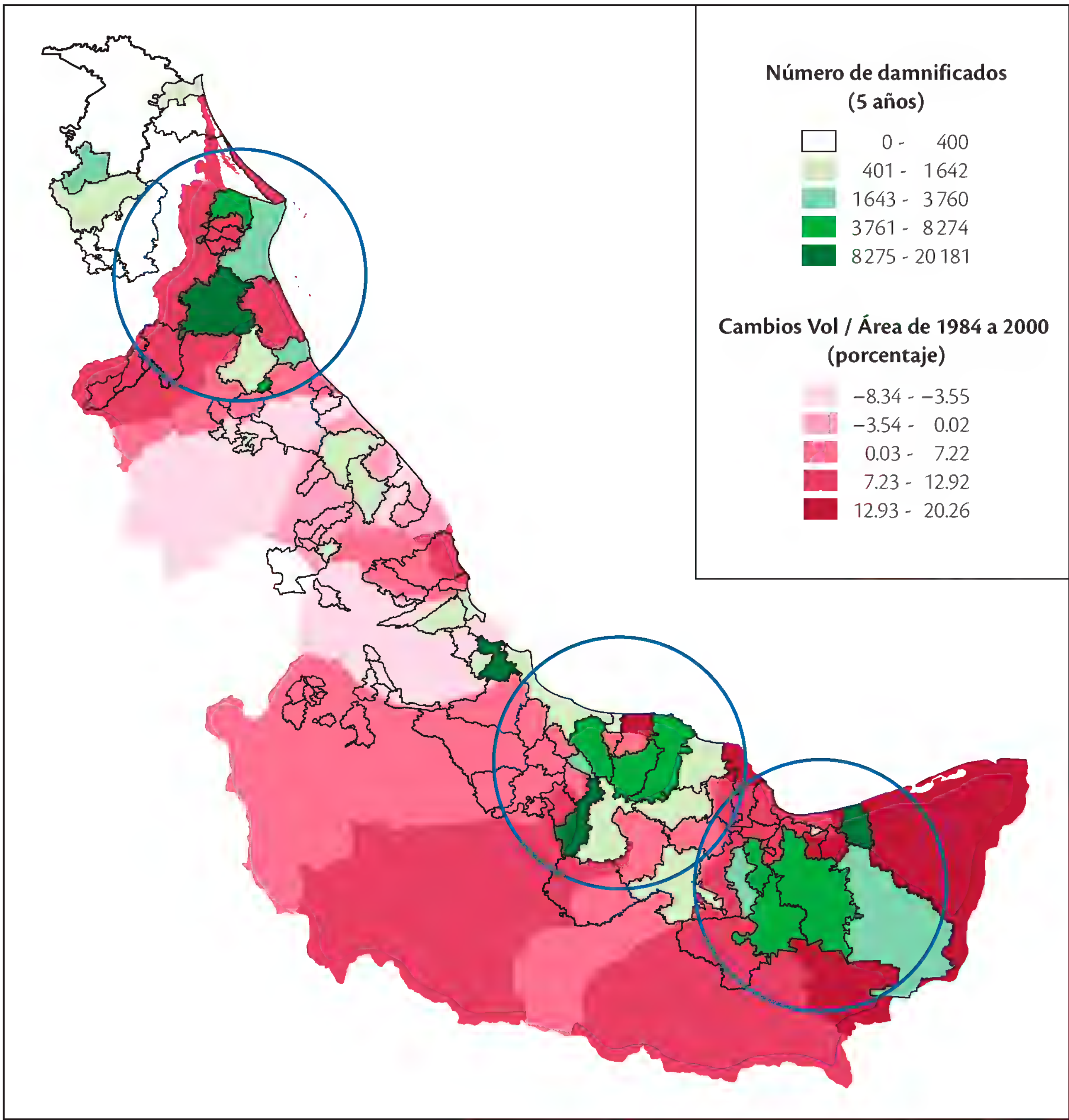


Figura 1 Cambio en el escurrimiento pluvial y, en consecuencia, riesgo de inundaciones debido a la deforestación en las cuencas de la RHX (tonos en rojo) predicho por un modelo de balance hidrológico sencillo, así como los municipios más afectados por estos fenómenos hidrometeorológicos en el estado de Veracruz (tonos en verde).

y reducir sus efectos debe ser de alta prioridad para quienes toman las decisiones. Durante el periodo 1980-1999 causaron un promedio de 500 muertes y cerca de 700 millones de dólares por año en daños (Cenapred 2001). Si consideramos sus efectos directos e indirectos, las cifras actualizadas hasta el 2003 sugieren que estos desastres causaron un total acumulado de pérdidas por 5 950 millones de dólares, visto de otro modo, un promedio de 43.8% de los daños totales sufridos por todo tipo de desastres durante dicho periodo Fig. 3.1 (Bitrán Bitrán 2001). Asimismo, estos desastres consumieron más de 70% de los recursos del Fondo Nacional de Desastres (Fonden) desde su creación en 1996 (26 562 millones de pesos gastados hasta el 2004; INEGI 2005). En América Latina y el Caribe se observó un patrón similar: 70% de las perturbaciones que resultaron en catástrofes fueron de origen hidrometeorológico (Charvériat 2000). En México los costos económicos del deterioro del medio ambiente (incluidos los desastres naturales por sus efectos en agua y suelos) son considerables: representaron en promedio 496 000 mi-

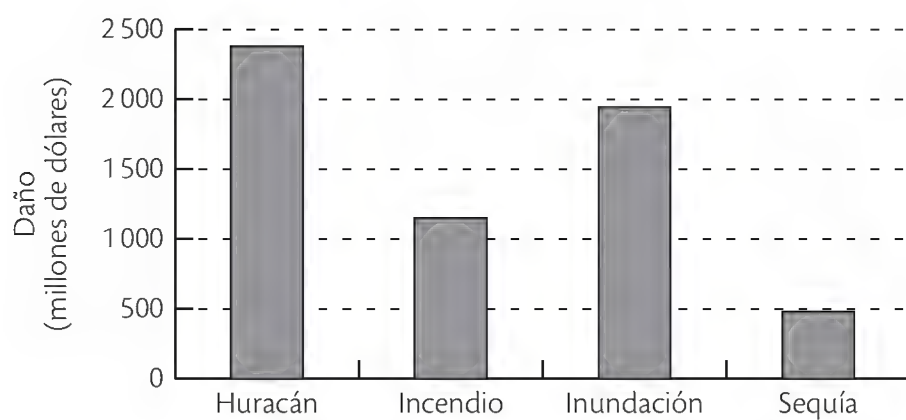


Figura 3.1 Daños económicos causados por cuatro tipos de desastres provocados por eventos naturales durante el periodo 1980-2003 en México. Fuente: información tomada de la serie Impacto Socioeconómico de los Desastres en México publicada por el Cenapred. Debido a que existen huecos considerables de información en las cifras reportadas, las estimaciones del impacto económico real de estas amenazas son muy conservadoras.

llones de pesos (10.36% del PIB) para el periodo 1996-2003 (INEGI 2005), mientras que se gastó mucho menos en protección ambiental (un promedio de 0.51% del PIB para el mismo lapso). Aunque cada vez se hace más énfasis en prevenir los desastres naturales en México (Cenapred 2001), el patrón actual de inversión es parecido al de América Latina en general, donde las estrategias de desarrollo y crecimiento económico resultan en el deterioro de los ecosistemas y sus servicios ambientales, lo cual se relaciona directamente con el aumento de la vulnerabilidad de la población frente a estos eventos extremos (véase el recuadro 3.3) (Abramovitz 1999; Girot 2002; Hammill *et al.* 2005; MA 2005).

3.2 Impacto de los desastres naturales

3.2.1 Diseño del estudio

Antes mencionamos que en este capítulo se busca documentar los daños potenciales que causan los fenómenos hidrometeorológicos (huracanes, inundaciones y sequías) y los incendios forestales a los ecosistemas del país. Consideramos que estas perturbaciones son las que tendrán mayor impacto sobre los ecosistemas en el corto y mediano plazos, debido a su amplia escala espacial, su alta intensidad y frecuencia, así como su capacidad de interacción sinérgica (Turner *et al.* 1997; White y Jentsch 2001). Se trata también de los fenómenos más directamente relacionados con los principales desastres en México (Delgadillo 1996; Cenapred 2001). Reconociendo que estas perturbaciones han ocurrido a lo largo de una gran parte de la historia de la vida en la Tierra y que, por tanto, forman parte de la dinámica de los ecosistemas y de las fuerzas de selección natural que actúan en la evolución de las especies (Pickett y White 1985), nos enfocamos principalmente en sucesos sobresalientes que podrían rebasar la capacidad de adaptación de las especies y en las consecuencias en la degradación de los ecosistemas y la biodiversidad que alberguen.

Asimismo, decidimos analizar los impactos de este tipo de perturbaciones sobre la biodiversidad de México mediante un enfoque en las ecorregiones. El concepto de ecorregiones se ha utilizado en los ámbitos global y regional para definir las prioridades de conservación que permiten proteger la mayor cantidad de ecosistemas representativos, y al mismo tiempo asegurar la persistencia de poblaciones y procesos ecológicos clave (Dinerstein *et al.* 1995; Hoekstra *et al.* 2005). El mapa de las ecorregiones de México (escala 1 : 1 000 000) que usamos para nuestros análisis se creó con el apoyo de diversos expertos y es el más actualizado del país (INEGI, CONABIO e INE 2007). Este se basó en diversos mapas de ecorregiones anidados usando información cada vez más detallada sobre las unidades ecológicas de Norteamérica —siete niveles—, criterios geomorfológicos —23 ecorregiones— y finalmente los tipos de vegetación —39 regiones— (CCA 1997; WWF, CONABIO y CCA 1997). Este nuevo mapa incluye un análisis aún más objetivo y minucioso de las asociaciones y formaciones vegetales como una medida de la unicidad de los ambientes representados en cada ecorregión (96 regiones). Para lograr que fuera lo más pormenorizado posible sin que sea demasiado complejo, decidimos usar un nivel intermedio de detalle (nivel III, con 39 ecorregiones) para todos nuestros análisis.

En esta sección presentamos los resultados de la evaluación del impacto potencial de sequías, incendios forestales, huracanes e inundaciones considerando sobre todo aquellos eventos que rebasaron niveles normales de intensidad, frecuencia y duración sobre las ecorregiones y la biodiversidad de México. Para cada tipo de perturbación presentamos una descripción de los métodos utilizados para evaluar su impacto potencial, seguido de una descripción de nuestros resultados y una discusión de los mismos. También exploramos cómo cambia el efecto predicho de estas perturbaciones cuando actúan en forma aislada o en conjunto, y cómo sus efectos se podrían modificar con las proyecciones de un escenario conservador de posible cambio climático global dentro del territorio mexicano.

3.2.2 Impacto de las sequías

Existen diferentes tipos de sequía: meteorológica, hidrológica, agrícola y social, cada una con diferentes tipos y escalas de impacto, por eso se requieren distintas estrategias de mitigación (Escalante y Reyes 2005). Dada la amplia extensión geográfica de su impacto, aquí decidimos enfocarnos en evaluar los efectos de la sequía meteorológica sobre las ecorregiones de México. El Cenapred (2002) define este tipo de sequía como "un fenómeno que ocurre cuando la precipitación, en un lapso, es menor que el promedio, y cuando esta deficiencia es lo suficientemente grande y prolongada como para dañar las actividades humanas". De 1990 a 2000, 11% de los 2 200 desastres naturales registrados en todo el mundo fueron sequías, las cuales causaron la muerte de 280 000 personas y pérdidas económicas estimadas en cientos de millones de dólares (PNUD 2004).

Históricamente las sequías son un fenómeno relevante en el territorio mexicano, con importantes consecuencias demográficas (Armillas 1969; Florescano 1995; Acuña-Soto *et al.* 2002). Aunque se desconoce el monto total de los daños ocasionados por sequías a lo largo de la historia de México, los efectos económicos pueden ser considerables. Por ejemplo, solo en 1998 se perdieron más de 1.4 millones de hectáreas de cultivos, 435 000 cabezas de ganado y resultaron afectadas 5.2 millones de personas (Cenapred 2002). De 1980 a 2003, los daños económicos directos por sequías en México fueron 479 millones de dólares, aunque se considera una estimación muy conservadora (Fig. 3.1).

Diversos factores aumentan la vulnerabilidad de la población mexicana a las sequías, entre otros, los fuertes sesgos en la distribución estacional de las lluvias (con 90% de la precipitación de mayo a octubre). Asimismo, Aguilar (2003) hace notar que la distribución sesgada de los asentamientos humanos principales, los centros de cultivo y la industria contribuyen a una vulnerabilidad diferencial a este tipo de desastre, ya que 80% de la precipitación cae por debajo de la cota de los 500 m y solo 5% por arriba de los 2 000 m, donde se encuentra 76% de la población y dos terceras partes de la industria artesanal y las tierras agrícolas y pecuarias. En lo que se refiere a las aguas superficiales del país, se presenta la misma situación: 75% de la población y 85% del PIB se ubican en la región norte-centro del país, donde solo se dispone de 32% del agua. Otros problemas que empeoran la disponibilidad de agua y, por ende, el riesgo de los mexicanos a la sequía son el uso ineficiente de los recursos hídricos y su contaminación. Por ejemplo, más de 70% del agua destinada para consumo humano se ocupa para riego, pero entre 40 y 60 por ciento de esta se pierde en fugas subterráneas y evaporación. Asimismo, se estima que de 14% reservado para uso público en zonas urbanas, de 30 a 40 por ciento se desperdicia en fugas. Por otro lado, la baja calidad del agua en México y el riesgo que esto representa para la salud pública también limita fuertemente sus usos potenciales durante temporadas de estiaje, 76% está contaminada y solo 35% de las aguas residuales municipales son tratadas (CNA 2001b, 2002, 2006; Aguilar 2003).

Otro factor importante que se debe considerar en la evaluación de la amenaza de sequías en México son los fuertes cambios de uso de suelo y el reemplazo de los ecosistemas por potreros, cultivos y zonas urbanas (véase capítulo 2 de este mismo volumen). Estos cambios pueden tener impactos importantes en los procesos hidrológicos de cuencas y en la disponibilidad de agua para uso humano (Bruijnzeel 2001; DeFries y Eshleman 2004). Ligado de manera sinérgica a estos procesos se encuentra el deterioro en los ecosistemas y su mayor susceptibilidad a las sequías, lo cual podría resultar en los cambios hidrológicos y de cobertura vegetal de largo plazo que caracterizan la desertificación (Geist y Lambin 2004). A pesar de estas tendencias preocupantes, y del hecho de que existe la tecnología para su monitoreo (Brown *et al.* 2008), aún no hay estudios que cuantifiquen los posibles efectos de las sequías sobre los ecosistemas y ecorregiones de México y la biodiversidad que albergan. Esta ausencia de información es particularmente preocupante si se considera que 67% de la superficie del país está clasificada como árida o semiárida (Aguilar 2003) y la intensidad, duración y el área afectada por la sequía están aumentando (CNA 2001a; Semarnat-INE 2006).

Nuestro análisis del efecto de las sequías sobre las ecorregiones de México parte de los resultados de un análisis histórico de los patrones de precipitación y la severidad de la sequía meteorológica que afectaron muchos municipios durante gran parte del siglo XX (Escalante y Reyes 2005). El objetivo de dicho análisis fue elaborar planes de mitigación ante la sequía en el ámbito municipal y se basó en mapas de patrones de precipitación generados con base en los registros históricos de la red de estaciones meteorológicas permanentes de la Comisión Nacional del Agua. Entre otras variables se estudiaron las características estadísticas de la serie de lluvia acumulada anual resultante del promedio de las series para cada municipio (media, mediana, desviación estándar, coeficiente de asimetría, curtosis y coeficiente de variación). Asimismo se calcularon los valores esperados de lluvia

acumulada anual mínima para diferentes periodos de retorno, y se generaron los deciles de la serie de lluvia municipal para poder relacionar su ocurrencia con la producción agrícola, ganadera y algunas enfermedades de origen hídrico (Escalante y Reyes 2005). A final se calificó en cada municipio la severidad histórica de la sequía con base en dos factores principales: *1*] el porcentaje de la intensidad del déficit promedio respecto a la precipitación media anual y *2*] la duración de la sequía promedio en años (cuadro 3.1).

Debido a procesos evolutivos, las especies de los ecosistemas de zonas áridas han desarrollado muchas adaptaciones a la sequía (Bijlsma y Loeschcke 1997; Schwinning y Ehleringer 2001); Decidimos enfocarnos en la severidad promedio de la sequía en cada ecorregión y en la variabilidad de la severidad de las sequías como indicador de su impacto potencial sobre la biodiversidad en las ecorregiones de México. Mientras que el estudio de la variabilidad en eventos climatológicos como la sequía puede ser muy complejo (Krzysztofowicz 1991), aquí decidimos usar una metodología sencilla, clara y con relevancia biológica. En particular, modificamos la escala numérica reportada en el cuadro 3.1 con el fin de dar más información sobre la desviación estándar de la periodicidad y duración de este evento meteorológico en la estimación de qué tan predecible fue. Usamos información sobre el coeficiente de variación (CV reportado como un porcentaje; desviación estándar/promedio × 100) de la periodicidad (P) y duración (D) de los eventos de sequía en cada municipio para crear un estimador de lo predecible (Pred) de estos eventos:

$$\text{Pred} = \frac{(CV_P + CV_D)}{2}$$

Tomando en cuenta el valor promedio de esta nueva variable (50), ajustamos los valores crudos numéricos asignados a cada una de las ecorregiones del cuadro 3.2 (Impacto) según el grado de variación presente en las sequías que los afectaron:

$$\text{Impacto}_{\text{Var}} = \frac{\text{Impacto} + (\text{Pred} - 50)}{50}$$

Una vez asignado el valor de impacto a cada municipio, utilizando el mapa de municipios de México del INEGI, los valores de Impacto e $\text{Impacto}_{\text{Var}}$ se combinaron con el mapa de las ecorregiones de México (INEGI, CONABIO e INE 2007) usando el programa ArcView 3.2. Después se generó una tabla dinámica en Microsoft Excel para obtener el impacto promedio que corresponda a cada ecorregión de acuerdo con cada medida del impacto de la sequía.

El estimador ($\text{Impacto}_{\text{Var}}$) aumentó el impacto predicho de la sequía en municipios donde la desviación estándar rebasó un nivel promedio y tuvo el efecto opuesto

Cuadro 3.1 Clasificación cualitativa de la severidad de la sequía meteorológica histórica que ha afectado los municipios de México usando el porcentaje de su intensidad respecto a su media anual (intensidad) y su duración promedio medida en años (duración)

	Duración (D)		
Intensidad (I)	**$1 \le D < 2$**	**$2 \le D < 3$**	**$3 \le D < 4$**
$0 < \% I \le 10$	Normal	Moderada	Extraordinaria
$10 < \% I \le 20$	Severa	Muy severa	Extremadamente severa
$20 < \% I \le 30$	Vasta	Muy vasta	Extremadamente vasta
$30 < \% I \le 40$	Crítica	Muy crítica	Catastrófica
Clasificación numérica	**1**	**2**	**3**
1	2	3	4
2	3	4	5
3	4	5	6
4	5	6	7

Nota: con la asignación de valores numéricos a cada nivel de intensidad (1 a 4) y duración (1 a 3) en el cuadro fue posible hacer una suma y convertir la clasificación cualitativa a una numérica para el estudio del impacto potencial de estos eventos en las ecorregiones del país.

Cuadro 3.2 Jerarquización (J2) de las 39 ecorregiones de México (nivel III, según INEGI, CONABIO e INE 2007) con el más alto impacto predicho debido a sequías durante el siglo XX

Ecorregión	Descripción	Impacto	J1	Imp + Var	J2	Dif	J3	Prom. 1 y 3
10.2.2	Desierto Sonorense	4.67	5	4.67	9	0.07	29	17
10.2.3	Desierto de Baja California	4.35	11	4.78	6	9.77	3	7
10.2.4	Desierto Chihuahuense	4.71	4	4.81	5	2.23	16	10
11.1.1	Bosques de encino, chaparral y matorral costero californiano	4.19	16	4.76	7	13.55	1	9
11.1.3	Bosques de pino y encino de las montañas de Baja California y sur de California	4.33	13	4.89	4	12.81	2	8
12.1.1	Archipiélago Madreano	4.34	12	4.45	12	2.42	15	14
12.1.2	Piedemontes y planicies con pastizal, matorral xerófilo y bosques de encino y coníferas	4.16	18	4.3	16	3.43	10	14
12.2.1	Lomeríos y planicies del interior con matorral xerófilo y bosque bajo de mezquite	4.37	10	4.53	11	3.61	9	10
13.2.1	Bosques de coníferas, encinos y mixtos de la Sierra Madre Occidental	3.88	25	4	24	3.01	11	18
13.3.1	Bosques de coníferas, encino y mixtos de la Sierra Madre Oriental	4.56	7	4.68	8	2.64	13	10
13.4.1	Planicies y piedemontes del interior con pastizal y matorral xerófilo	3.63	34	3.56	36	−1.81	36	35
13.4.2	Lomeríos y sierras con bosques de coníferas, encino y mixtos del centro de México	3.65	32	3.64	32	−0.21	31	32
13.5.1	Bosques de coníferas, encino y mixtos de la Sierra Madre del sur de Jalisco y Michoacán	3.83	28	3.82	29	−0.24	33	31
13.5.2	Bosques de coníferas, encino y mixtos de la Sierra Madre del sur de Guerrero y Oaxaca	3.92	21	3.91	28	−0.11	30	26
13.6.1	Bosques de coníferas, encino y mixtos de la Sierra Madre Centroamericana	3.9	24	4.06	19	4.06	6	15
13.6.2	Bosque de coníferas, encino y mixtos de Los Altos de Chiapas	3.83	27	4.04	20	5.61	4	16
14.1.1	Planicie costera con selva espinosa	4.45	9	4.44	14	−0.23	32	21
14.1.2	Sierra y lomeríos con selva caducifolia y bosque de encino	4.28	15	4.2	17	−1.85	37	26
14.2.1	Planicie noroccidental de Yucatán con selva caducifolia	3.63	33	3.54	37	−2.48	39	36
14.3.1	Planicie costera sinaloense con selva espinosa	3.78	30	3.82	30	1.08	23	27
14.3.2	Lomeríos de Sonora y Sinaloa y cañones de la Sierra Madre Occidental con matorral xerófilo y selva caducifolia	3.95	20	4.04	21	2.08	17	19
14.4.1	Depresión del Balsas con selva caducifolia y matorral xerófilo	3.9	22	3.93	27	0.66	25	24
14.4.2	Depresión Central de Chiapas con selva caducifolia	3.6	35	3.62	33	0.65	27	31
14.4.3	Valles y depresiones de Oaxaca y Puebla con selva caducifolia y matorral xerófilo	4.53	8	4.44	13	−1.95	38	23
14.5.1	Cañón y planicie de Tehuantepec con selva caducifolia y selva espinosa	4.61	6	4.64	10	0.65	26	16



Cuadro 3.2 [*concluye*]

Ecorregión	Descripción	Impacto	J1	Imp + Var	J2	Dif	J3	Prom. 1 y 3
14.5.2	Lomeríos y piedemontes del Pacífico sur mexicano con selva espinosa	3.97	19	4.01	22	1.02	24	22
14.6.1	Planicie y lomeríos de Los Cabos con selva caducifolia y matorral xerófilo	5	3	5.09	2	1.85	19	11
14.6.2	Sierra de La Laguna con bosques de encino y coníferas	5	2	5.09	3	1.8	20	11
15.1.1	Planicie costera del Golfo de México con selva perennifolia	3.41	38	3.42	38	0.22	28	33
15.1.2	Lomeríos con selva perennifolia	3.84	26	3.98	25	3.62	8	17
15.2.1	Planicie occidental yucateca con selva caducifolia	3.74	31	3.8	31	1.5	22	27
15.2.2	Planicie oriental yucateca con selva perennifolia	4.33	14	4.41	15	1.9	18	16
15.2.3	Lomeríos del sur de la península yucateca con selva perennifolia	3.79	29	3.94	26	3.82	7	18
15.3.1	Sierra de Los Tuxtlas con selva perennifolia	3.43	37	3.57	34	4.08	5	21
15.5.1	Planicie costera de Nayarit y Sinaloa con selva espinosa	3.48	36	3.57	35	2.62	14	25
15.5.2	Lomeríos y planicies costeras de Nayarit y Jalisco con selva perennifolia	3.9	23	4	23	2.67	12	18
15.6.1	Planicie y lomeríos costeros del Soconusco con selva perennifolia	3.37	39	3.32	39	−1.48	35	37
9.5.1	Planicie de la costa occidental del Golfo	4.17	17	4.12	18	−1.19	34	26
9.6.1	Planicies del sur de Texas/Planicies y lomeríos interiores con matorral xerófilo y bosque de encino	5.05	1	5.13	1	1.57	21	11

Nota: se tomó en cuenta la variación intrínseca en estos eventos meterológicos (Imp + Var), y se consignan las jerarquías de estas mismas ecorregiones usando los datos crudos (Impacto, J1) de la severidad de las sequías, así como el porcentaje de la diferencia en el impacto estimado para cada ecorregión usando estos dos métodos (Dif, J3). Finalmente, se presentan los valores de un índice de impacto para identificar las ecorregiones más afectadas por la sequía usando el promedio de J1 y J3 (Prom. 1 y 3).

en municipios con niveles de variabilidad por debajo del promedio. Nuestro supuesto es que a mayor incertidumbre en la severidad de la sequía que afecta una región, habría menor potencial de adaptación y aclimatación de sus especies, lo que tendrá efectos netos más negativos en la biodiversidad de una ecorregión. Tanto los valores del impacto crudo de la sequía (Impacto; cuadro 3.2) como los del impacto ajustado ($\text{Impacto}_{\text{Var}}$), que incluye información sobre la variabilidad intrínseca de estos eventos hidrometeorológicos extremos en cada municipio, se combinaron con el mapa de ecorregiones de México y permiten estimar el impacto potencial promedio de la sequía en cada una de estas regiones y su biodiversidad.

Con base en las superficies reportadas por el INEGI en 1995 para cada municipio y la clasificación numérica derivada del cuadro 3.1, se estimó que 0.27% del país fue afectado por sequías de nivel 2 de intensidad, 17.8% por las de nivel 3, 46.6% por las de nivel 4, 30.9% por las de nivel 5 y 4.5% por sequías de nivel 6 durante el periodo analizado. Cuando estos resultados se transfirieron al mapa de ecorregiones, se observaron diferencias considerables en los efectos de la sequía. Las zonas áridas y los bosques de encino, selva baja caducifolia y matorrales del norte y oeste del país fueron las unidades ecológicas más afectadas por las sequías durante el siglo XX (Fig. 3.2a, cuadro 3.2). En contraste, las selvas perennifolias del Golfo de México y la costa del estado de Chiapas fueron las ecorregiones menos afectadas por la sequía durante este mismo periodo.

Mientras que el impacto predicho de la sequía no cambió significativamente en la mayoría de las ecorregiones de México (en el ejercicio con y sin la información sobre la variabilidad intrínseca de este evento meteorológico), en otras ecorregiones los cambios fueron notables (Fig. 3.2b, cuadro 3.2). En general, el aumento del impacto predicho de sequías en las regiones áridas y semiáridas del país fue mínimo, mientras que en las zonas templadas o tropicales el efecto fue más variable. Sin embargo, el desierto de Baja

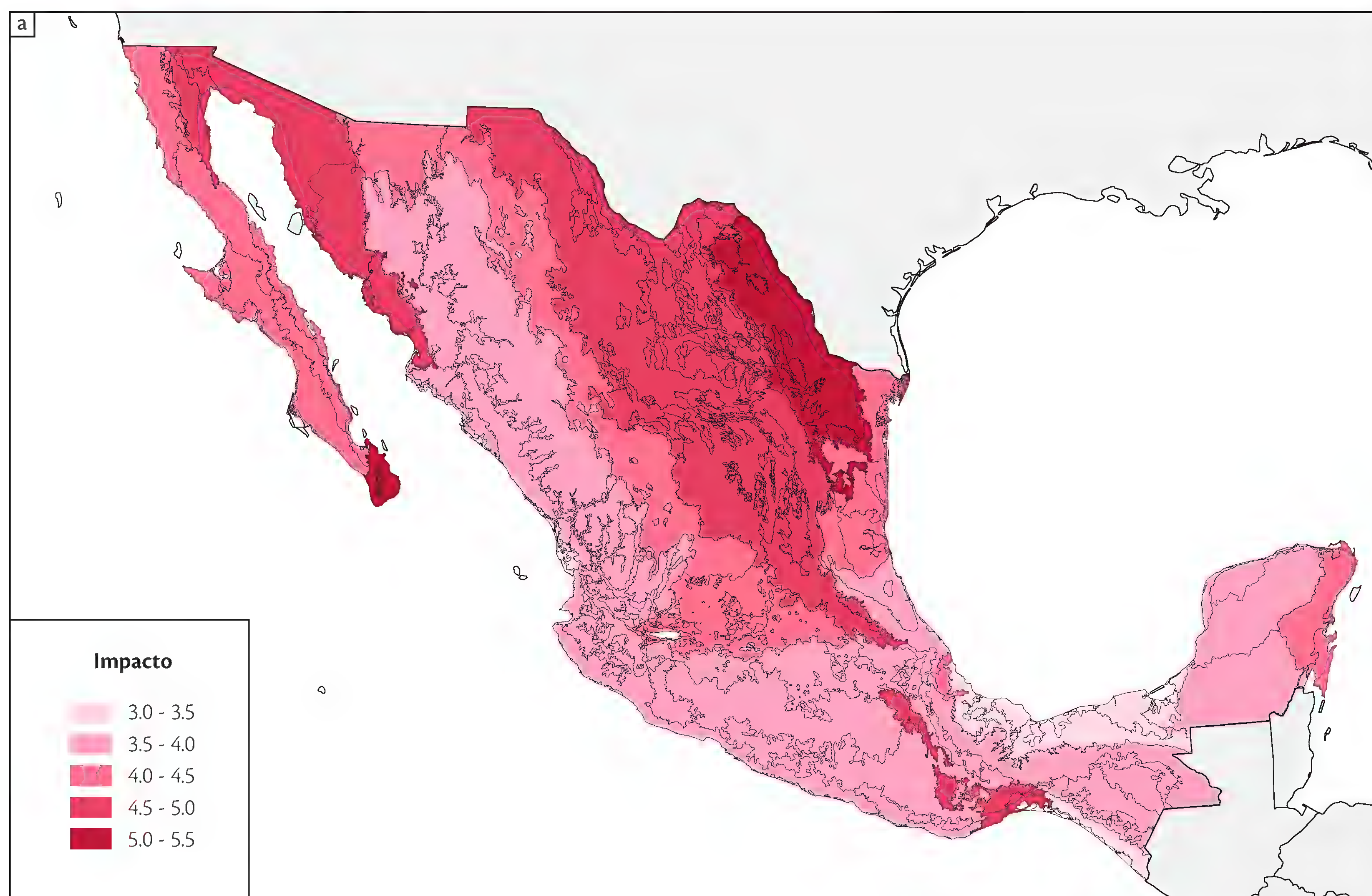


Figura 3.2 [*Esta página y la siguiente.*] Estimación del impacto de las sequías en las ecorregiones de México usando: ***(a)*** el promedio de los valores crudos de la severidad de las sequías reportados en el cuadro 3.2 (Impacto), y ***(b)*** la diferencia (en porcentaje) entre estos mismos valores y los ajustados usando la variación en la periodicidad y duración de las sequías (reportado como Dif en el cuadro 3.2 y como Cambio aquí).

California parece tener un clima bastante impredecible, donde la sequía podría tener impactos más negativos sobre la biodiversidad de esta ecorregión. Esta situación contrasta con los bosques templados de la Sierra Madre del centro y sur de Guerrero y Oaxaca, así como en las selvas bajas espinosas y caducifolias del Golfo de México, donde las sequías son más predecibles. En general hubo un aumento promedio de 2.13% en el impacto predicho de la sequía en las ecorregiones de México cuando se incluyó información sobre su variabilidad (Fig. 3.2b).

Considerando la severidad de las sequías (Fig. 3.2a) y su variabilidad intrínseca como variables complementarias, es posible generar índices de su impacto potencial combinado sobre las ecorregiones del país. Por ejemplo, jerarquizando el impacto histórico de las sequías (J1), así como su variabilidad (J3) y tomando el promedio de estas variables, se sugiere que la mayor parte de las ecorregiones de Baja California, el Desierto Chihuahuense y los bosques de coníferas, de encinos y mixtos de la Sierra Madre Oriental son aquellas cuya biodiversidad, probablemente, sea la más afectada por estos eventos hidrometeorológicos (cuadro 3.2). Sin embargo, ya que las respuestas biológicas a la sequía son complejas, e involucran diferentes escalas e interacciones cinegéticas, solo estudios de especies particulares y de los procesos ecológicos que estructuran las comunidades que las comprenden podrán determinar los efectos reales de este tipo de perturbación sobre la biodiversidad en una ecorregión (Lavorel y Garnier 2002; Chaves *et al.* 2003; Magoulick y Kobza 2003).

Se espera que esta información sea útil, como una primera aproximación, para identificar las ecorregiones con ecosistemas cuya estructura y funcionamiento fueron más amenazados por la sequía durante el siglo XX, y que esto se tome en cuenta en las estrategias para disminuir este factor (Cenapred 2002). Esta información sería particularmente relevante combinada con datos acerca de la sobreexplotación de los acuíferos del país (CNA 2006) y los escenarios de cambio climático regional o global (Shukla

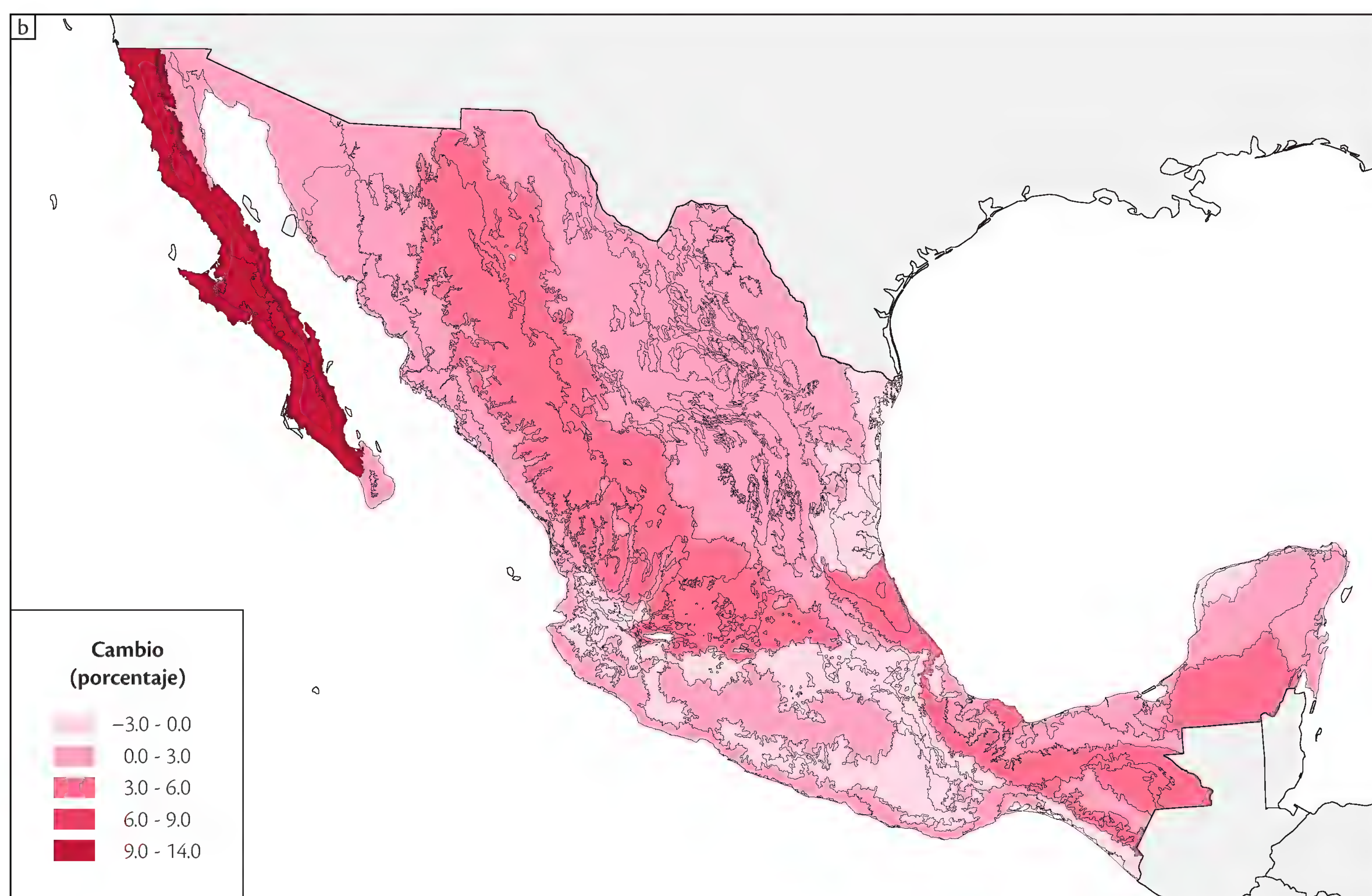


Figura 3.2 [*concluye*].

et al. 1990; Salati y Nobre 1992; McCarthy *et al.* 2001; Lawton *et al.* 2001; Semarnat-INE 2006), donde las actividades antropogénicas podrían dar como resultado cambios en la disponibilidad de aguas subterráneas o pluviales, lo cual en el futuro quizá aumentaría la susceptibilidad de las ecorregiones y sus ecosistemas a este tipo de perturbación. Asimismo, es necesario reducir la perturbación provocada por actividades humanas (como la deforestación) en las ecorregiones de México ubicadas en zonas que pueden estar sufriendo más el impacto de la sequía e implementar allí estrategias de manejo adecuado, con el fin de evitar procesos de desertificación que se han observado en otras partes del mundo y que son irreversibles en el corto y mediano plazos (Darkoh 1998; Nian Feng y Tang 2002; Geist y Lambin 2004).

Los daños socioeconómicos que puede provocar la sequía en el futuro dependerán tanto de factores climatológicos como humanos. Es importante considerar las proyecciones de variaciones en los patrones de lluvia y las temperaturas promedio, en diferentes partes del país, debidos al cambio climático, el impacto de cambios de cobertura y uso de suelo sobre el balance hídrico de diferentes regiones por sus efectos sobre las tasas de evapotranspiración, el escurrimiento, la infiltración y la recarga de los acuíferos (Semarnat-INE 2006). También se debe tomar en cuenta que muchos acuíferos importantes se están sobreexplotando para sostener el desarrollo en diferentes partes del país (CNA 2006). Es necesario que las comunidades de las regiones susceptibles a la sequía tomen medidas apropiadas para enfrentarla; esto implica poner en marcha programas de conservación del agua, uso eficiente del líquido en los centros de población y las actividades agropecuarias e industriales, mejorar las prácticas de riego, seleccionar cultivos de acuerdo con la disponibilidad de agua y, en general, adoptar estrategias de producción más adecuadas con las condiciones climáticas actuales y con las predichas para el futuro (Escalante y Reyes 2005; Semarnat-INE 2006).

3.2.3 Impacto de los incendios forestales

En cuanto a superficie afectada, los incendios forestales se encuentran entre las perturbaciones más extendidas en los ecosistemas terrestres del mundo (Rowell y Moore 1999),

incluido México (Estrada 2006). El fuego ha sido un factor común en muchos ecosistemas, incluso antes de la aparición de los seres humanos (Agee 1993). Es posible que el territorio mexicano haya estado sujeto a incendios antropogénicos desde el pasado remoto; por ejemplo, existen evidencias etnohistóricas de uso del fuego en la agricultura indígena (Rojas-Rabiela 1991). Estudios dendrocronológicos en bosques de pino de México muestran alta incidencia histórica de incendios, con intervalos medios entre uno y otro de tres a nueve años, similares a las reportadas en otras partes de Norteamérica (Dieterich 1983; Jardel 1991; Heyerdahl y Alvarado 2003; Fulé *et al.* 2005).

En México, de acuerdo con las cifras oficiales de la Semarnat y la Conafor, las medias de la superficie y número de incendios forestales por año fueron 220 986 ± 24 846 hectáreas y 6 790 ± 427, respectivamente, en el periodo de 1970 a 2007. El área quemada anualmente muestra una tendencia en aumento: entre 1970 y 1984 en solo tres años superó la superficie media de 1970 a 2005, mientras que entre 1985 y 1999 ocurrió esto mismo en 10 años. Los años más críticos del periodo fueron 1988 y 1998 con 518 265 y 849 632 hectáreas afectadas, respectivamente. En total, en México hubo daños económicos por incendios forestales que superaron los 1 100 millones de dólares durante el periodo de 1980 a 2003 (Fig. 3.1).

De acuerdo con fuentes oficiales (Estrada 2006), 99% de los incendios forestales durante el periodo 1998-2005 fueron de origen antropogénico y las dos principales causas fueron las actividades agropecuarias (quemas de desmonte, rastrojos y pastizales) con 41%, e incendios intencionales muchas veces asociados a conflictos agrarios y actividades ilegales con 32%. Sin embargo, es probable que la incidencia de incendios causados por rayos esté subestimada, ya que es difícil detectarlos en áreas remotas; otro problema es que no se han hecho investigaciones rigurosas de las causas que los originan. Las estadísticas disponibles de incendios son datos aproximados, ya que se derivan de estimaciones generales hechas por las brigadas de combate al reportar los incendios, y están sujetas a errores de apreciación. Además, existen discrepancias en cuanto a la cantidad de superficie afectada en un mismo año, incluso cuando la información proviene de la misma fuente. Sin embargo, las cifras oficiales disponibles son útiles para apreciar las tendencias generales.

Como indicador de la frecuencia de incendios por ecorregión, se utilizó la información de puntos de calor registrados por la Conabio en imágenes de satélite para los años de 2003 a 2007 y el mapa de ecorregiones (nivel IV, inegi, Conabio e ine 2007, y los valores promedio se expresaron en el nivel III). Los mapas se convirtieron a formato de celdas (*raster*) y, sobreponiéndolos en un sistema de información geográfica, se estimó para cada ecorregión el número de celdas con puntos de calor. También se calculó la densidad de puntos de calor por ecorregión por medio de la frecuencia de celdas registrada en cada 1 000 km^2. Estos datos no indican proporciones de superficies quemadas por cada incendio registrado ni su intensidad o severidad, sino solamente la frecuencia relativa de celdas donde se registró que probablemente hayan ocurrido estas perturbaciones. Además es importante considerar que los puntos de calor registrados en imágenes de satélite, si bien constituyen una herramienta complementaria para detectar la presencia de incendios con que contamos, tienen varias limitantes por las características de las imágenes de satélite que se usan por ejemplo, registro de superficies calientes que no son incendios y que no siempre depuran los métodos de análisis, límites de resolución (es posible que algunos frentes de incendios angostos y de baja intensidad que se propagan bajo la copa de los árboles no sean registrados) y no se hace una verificación de campo que permita cuantificar rigurosamente el grado de error y la resolución de los métodos de percepción remota aplicados en la detección de incendios (Soja 2005).

En el cuadro 3.3 se resume la información de la frecuencia de puntos de calor identificados en cada una de las ecorregiones de México. Más de la mitad del total de celdas con puntos de calor (54.7%) se concentró en siete ecorregiones (Fig. 3.3a): planicie costera del Golfo de México con selva perennifolia y subperennifolia; planicie occidental yucateca con selva caducifolia (cada una con 8.4% del total de celdas con puntos de calor); bosques de coníferas, encinos y mixtos de la Sierra Madre del sur de Guerrero y Oaxaca; depresión del Balsas; lomeríos y piedemontes del Pacífico sur; lomeríos del sur de la Península de Yucatán y los lomeríos con selva perennifolia del Golfo de México (cada ecorregión con entre 7.4 y 7.9 por ciento del total de celdas con puntos de calor). Las ecorregiones con densidad más alta de puntos de calor (más de 50 puntos por 1 000 km^2 y más de 45% del número de celdas por ecorregión con puntos de calor) fueron la planicie occidental yucateca, los bosques de coníferas, de encinos y mixtos de Los Altos de Chiapas y de la Sierra Madre del sur de Jalisco y Michoacán, los lomeríos y piedemontes del Pacífico sur, la depresión central de Chiapas y la planicie noroccidental de Yucatán (Fig. 3.3b, cuadro 3.3).

Se puede observar que la mayor incidencia de puntos de calor que indican probables incendios forestales y

Cuadro 3.3 Jerarquización de las 39 ecorregiones de México (nivel III, de INEGI, CONABIO e INE 2007) de acuerdo con su nivel de impacto por incendios forestales durante el periodo 2003-2007

Ecorregión	Descripción	% del total	J1	Densidad	J2
10.2.2	Desierto Sonorense	1.2	22	3.1	32
10.2.3	Desierto de Baja California	0.1	36	0.3	37
10.2.4	Desierto Chihuahuense	0.6	27	0.6	36
11.1.1	Bosques de encino, chaparral y matorral costero californiano	0.9	25	12.4	24
11.1.3	Bosques de pino y encino de las montañas de Baja California y sur de California	0	37	6.5	29
12.1.1	Archipiélago Madreano	0.2	33	2.1	35
12.1.2	Piedemontes y planicies con pastizal, matorral xerófilo y bosques de encino y coníferas	1	24	2.3	33
12.2.1	Lomeríos y planicies del interior con matorral xerófilo y bosque bajo de mezquite	3.2	12	15	21
13.2.1	Bosques de coníferas, encinos y mixtos de la Sierra Madre Occidental	5.5	8	9.7	28
13.3.1	Bosques de coníferas, encino y mixtos de la Sierra Madre Oriental	0.6	29	3.7	31
13.4.1	Planicies y piedemontes del interior con pastizal y matorral xerófilo (Sistema Volcánico Transversal)	0.4	32	11.8	25
13.4.2	Lomeríos y sierras con bosques de coníferas, encino y mixtos del centro de México (SVT)	5.1	9	21.5	18
13.5.1	Bosques de coníferas, encino y mixtos de la Sierra Madre del sur de Jalisco y Michoacán	3.5	10	54	3
13.5.2	Bosques de coníferas, encino y mixtos de la Sierra Madre del sur de Guerrero y Oaxaca	7.9	3	33.4	14
13.6.1	Bosques de coníferas, encino y mixtos de la Sierra Madre Centroamericana	1.6	17	44.8	9
13.6.2	Bosque de coníferas, encino y mixtos de los Altos de Chiapas	3.2	11	58.5	2
14.1.1	Planicie costera con selva espinosa (costa del Golfo de México)	1.2	21	15.2	20
14.1.2	Sierra y lomeríos con selva caducifolia y bosque de encino (Golfo de México)	1.8	16	28.5	17
14.2.1	Planicie noroccidental de Yucatán con selva caducifolia	2	15	50.7	6
14.3.1	Planicie costera sinaloense con selva espinosa	1	23	20.2	19
14.3.2	Lomeríos de Sonora y Sinaloa y cañones de la Sierra Madre Occidental con matorral xerófilo y selva caducifolia	3	13	10.1	27
14.4.1	Depresión del Balsas con selva caducifolia y matorral xerófilo	7.7	4	36.8	13
14.4.2	Depresión central de Chiapas con selva caducifolia	2.2	14	52.1	5
14.4.3	Valles y depresiones de Oaxaca y Puebla con selva caducifolia y matorral xerófilo	0.5	31	13.2	23
14.5.1	Cañón y planicie de Tehuantepec con selva caducifolia y selva espinosa	1.6	18	41	10
14.5.2	Lomeríos y piedemontes del Pacífico sur mexicano con selva espinosa	7.5	5	52.5	4
14.6.1	Planicie y lomeríos de Los Cabos con selva caducifolia y matorral xerófilo	0	38	0	38
14.6.2	Sierra de La Laguna con bosques de encino y coníferas	0	38	0	38
15.1.1	Planicie costera del Golfo de México con selva perennifolia	8.4	1	46.7	8



Cuadro 3.3 [*concluye*]

Ecorregión	Descripción	% del total	J1	Densidad	J2
15.1.2	Lomeríos con selva perennifolia (Golfo de México)	7.4	7	31.3	16
15.2.1	Planicie occidental yucateca con selva caducifolia	8.4	2	61.4	1
15.2.2	Planicie oriental yucateca con selva perennifolia	1.3	20	14.2	22
15.2.3	Lomeríos del sur de la península yucateca con selva perennifolia	7.4	6	47.8	7
15.3.1	Sierra de Los Tuxtlas con selva perennifolia	0.5	30	40.5	11
15.5.1	Planicie costera de Nayarit y Sinaloa con selva espinosa	0.1	35	11	26
15.5.2	Lomeríos y planicies costeras de Nayarit y Jalisco con selva perennifolia	0.8	26	32.7	15
15.6.1	Planicie y lomeríos costeros del Soconusco con selva perennifolia	1.3	19	36.8	12
9.5.1	Planicie de la costa occidental del Golfo	0.2	34	4.1	30
9.6.1	Planicies del sur de Texas/planicies y lomeríos interiores con matorral xerófilo y bosque de encino	0.6	27	2.1	34

Nota: se presentan dos jerarquías: J1, medida usando el porcentaje del número total de pixeles con puntos de calor registrados en cada ecorregión, y J2, calculada con base en la densidad de puntos de calor registrada en cada ecorregión (puntos de calor/1 000 km^2).

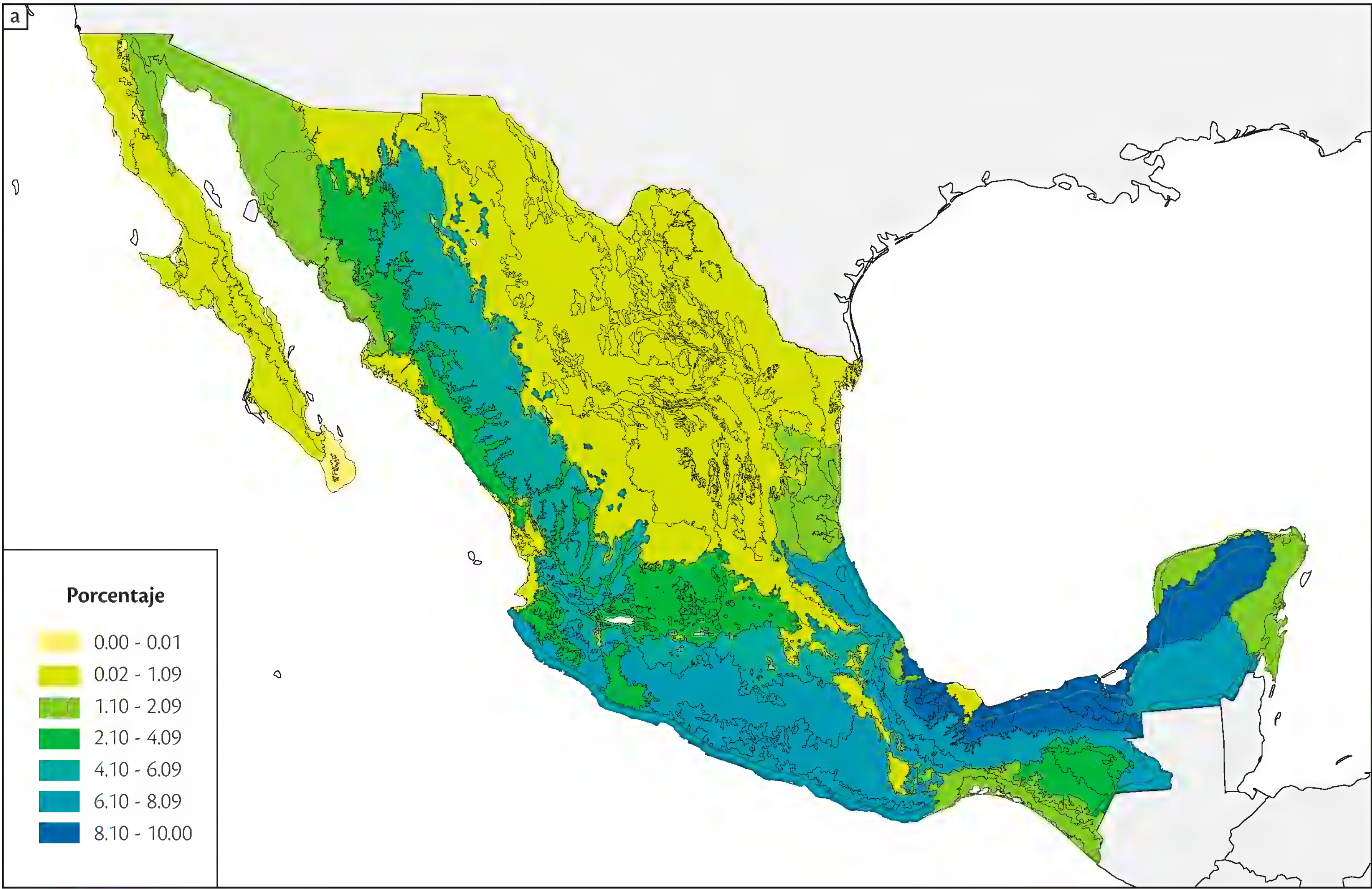


Figura 3.3 [*Esta página y la siguiente.*] ***(a)*** Porcentaje del número total de celdas con puntos de calor de Conabio (2008) registrados en cada ecorregión, y ***(b)*** densidad de puntos de calor (frecuencia de celdas por 1 000 km^2) en las ecorregiones de México de 2003 a 2007.

quemas agrícolas se concentra en la Península de Yucatán, Chiapas, Tabasco y el sur de Veracruz, y en las zonas costeras y las sierras del Pacífico sur de México desde Jalisco hasta Oaxaca. Estos resultados coinciden con los reportes oficiales de incidencia de fuego por entidad federativa (Estrada 2006). Por otro lado, un análisis de ecosistemas muestra que las selvas altas y medianas son las que están sufriendo más de lo esperado por este tipo de perturbación, seguramente con efectos negativos (E. Jardel, datos no publicados).

Para evaluar los efectos de los incendios sobre la biodiversidad es necesario considerar los regímenes de perturbación por fuego en distintos tipos de ecosistemas (Agee 1998). La caracterización de los regímenes naturales o históricos de incendios, y cómo se han modificado por la intervención humana, es fundamental para entender el papel ecológico del fuego. En general, un régimen de incendios se puede caracterizar por la frecuencia (intervalo medio o más probable entre incendios), la extensión (la moda de la superficie quemada) y la severidad de los efectos del fuego sobre la vegetación (estimada en términos de mortalidad de árboles, consumo de biomasa o formación de claros) (Agee 1993; Schmidt *et al.* 2002). Existen marcadas diferencias en el régimen de incendios entre distintos ecosistemas; tales diferencias se relacionan con su estructura, composición de especies y características del complejo de combustibles (Schmidt *et al.* 2002), las cuales a su vez están relacionadas con las condiciones del clima (gradientes de temperatura y humedad).

Siguiendo los criterios utilizados por Agee (1993) y Hardesty *et al.* (2005), y con base en una tipología preliminar para México (Jardel *et al.* en prensa), a continuación se presenta una caracterización general de regímenes de incendio para los ecosistemas terrestres de México. Esta caracterización es útil para evaluar las consecuencias de los incendios sobre la biodiversidad, en relación con el análisis de incidencia de fuego por ecorregión. Se describen seis tipos o modelos de régimen de incendios,

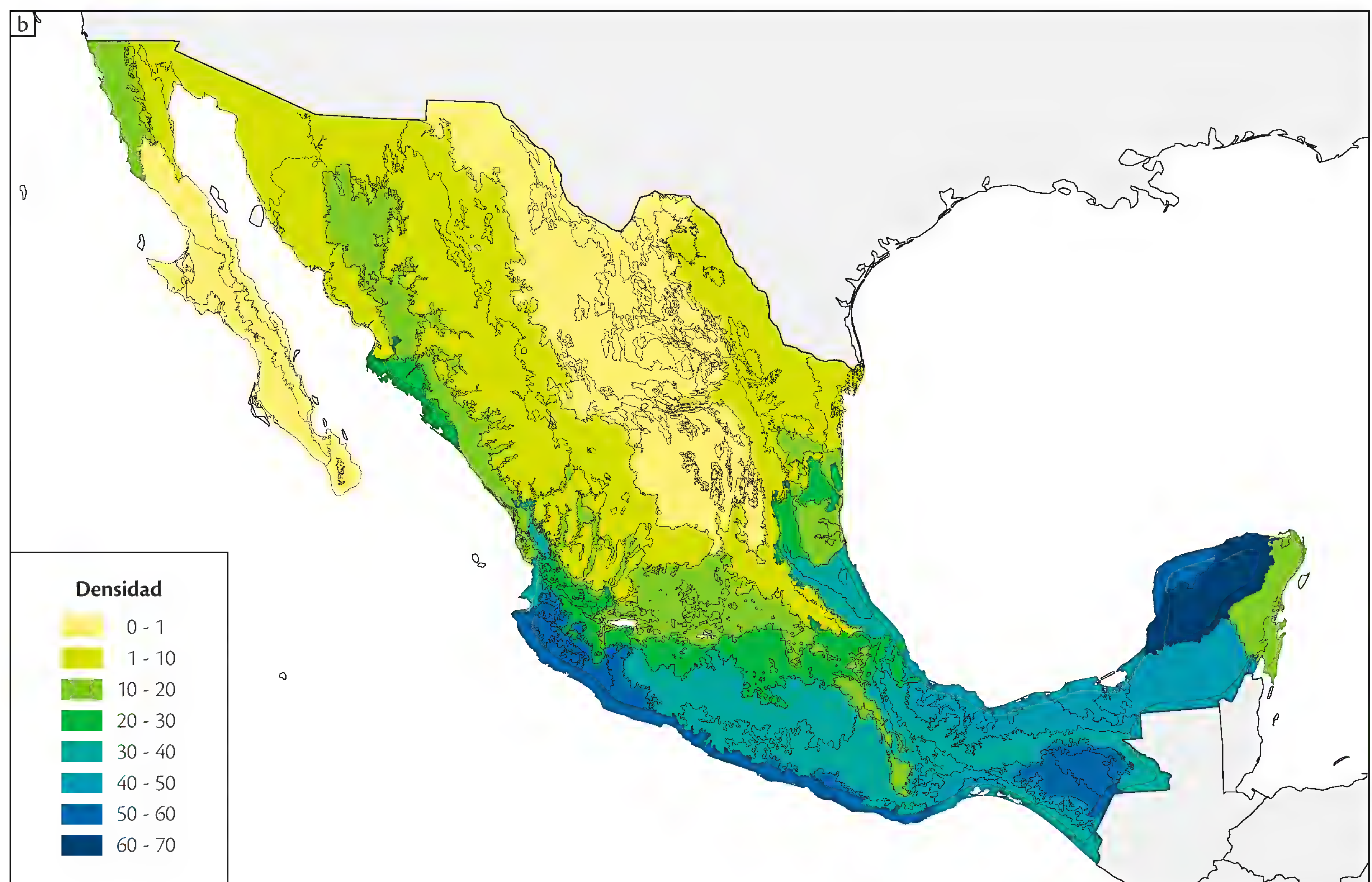


Figura 3.3 [*concluye*].

indicando en qué ecosistemas se presentan y las características del tipo de incendios, frecuencia y severidad.

- *Tipo I. Pastizales naturales y vegetación sabanoide*. Incendios frecuentes (intervalo medio entre uno y otro o tiempo de retorno menor de 35 años), superficiales y de baja severidad. Los pastos y hierbas se restablecen rápidamente después de los incendios y se inhibe la regeneración de plantas leñosas. Este tipo de ecosistemas se mantiene gracias a la perturbación frecuente por fuego (Rzedowski 1978), de manera que suprimir los incendios favorece que los pastizales naturales se reemplacen por matorrales, y las formaciones sabanoides por bosques o selvas.
- *Tipo II. Bosques subhúmedos de pinos y encinos.* Incendios superficiales de intensidad variable, frecuentes (intervalo de retorno menor de 35 años), de severidad baja (definida con base en la relativamente baja mortalidad de plantas del sotobosque) en ocasiones se forman claros por la muerte de árboles individuales o grupos de árboles. Las especies arbóreas resisten los incendios superficiales y los claros se regeneran rápidamente.

Los regímenes tipo I y II son característicos de ecosistemas que dependen del fuego, en los cuales los incendios han formado parte de su dinámica, como es el caso de la mayor parte de los bosques de pino del mundo (Agee 1998) y de muchos encinares (Abrams 1992; Jardel 1986, 1991; Sánchez-Velásquez 1986; Jardel *et al.* 2006a). Sin embargo, este régimen de incendios se puede alterar por dos situaciones: *a*] por aumento de la frecuencia de incendios antropogénicos que destruyen el renuevo impidiendo la regeneración, lo que conduce al reemplazo del bosque denso por bosque abierto, matorrales o herbazales, o *b*] por efecto de las prácticas de supresión de incendios, que provocan mayores cargas de combustibles con el peligro consecuente de incendios más severos y destructivos. En estos casos, acabar con los incendios constituye una alteración que provoca cambios en la composición y estructura de la vegetación (Agee y Skinner 2005).

- *Tipo III. Bosques húmedos de coníferas (bosques de oyamel, mixtos de pinos y latifoliadas).* Incendios de copa o mixtos (superficiales y de copa), de baja frecuencia (intervalos de retorno de 35 a 200 años o más), de severidad alta, que causan la formación de claros grandes (de decenas a cientos de hectáreas) y el reemplazo de los rodales, reiniciando la sucesión. Los incendios ocurren en años secos y el fuego actúa en sinergia con otras perturbaciones, como el ataque de insectos. Este régimen de incendios es similar al de muchos bosques boreales (Agee 2002; Schmidt *et al.* 2002). Las especies arbóreas dominantes en este tipo de ecosistemas se regeneran bien en los claros y mantienen su dominancia bajo este régimen de fuego. Sin embargo, el aumento de la frecuencia de incendios provoca el reemplazo de los oyameles o pinabetes (*Abies* spp., *Picea chihuahuana*, *P. engelmanii*, *Pseudotsuga menziesii*) y las latifoliadas por pinos o bosque abierto, dando lugar al cambio a un régimen de tipo II. Debido a la extensión reducida de los bosques húmedos de coníferas de las montañas, agravada por la deforestación y la fragmentación, así como el aumento de la frecuencia de igniciones, el fuego se convierte en una amenaza para la conservación de estos ecosistemas.
- *Tipo IV. Chaparrales.* Incendios de copa o mixtos, frecuentes (intervalos de retorno menores de 35 años), de alta severidad, que producen el reemplazo de rodales, en ecosistemas dominados por especies arbustivas muy inflamables, en clima templado seco. Los chaparrales son ecosistemas mantenidos por el fuego, pero cuando aumenta la frecuencia de este —junto con la invasión de pastos exóticos— puede provocar que se conviertan en pastizales (Keeley y Fotheringham 2003).
- *Tipo V. Selvas secas estacionales (selvas bajas) y vegetación de zonas áridas y semiáridas.* Incendios poco frecuentes, superficiales y de baja intensidad. Las condiciones de clima seco permiten que se acumule poco material combustible, el cual es poco inflamable y en consecuencia las especies leñosas resisten el fuego o se regeneran por rebrotes vegetativos. Sin embargo, el fuego puede provocar cambios en la composición de especies, al reemplazar a aquellas que son sensibles a esta perturbación, como es el caso de muchas cactáceas (Gebow y Halvorson 2005). En el caso de las selvas bajas, los incendios están asociados a quemas de desmonte (Maass 1995; Kauffman *et al.* 2003). La invasión de pastos exóticos aumenta la carga de combustibles y, junto con la fragmentación, incrementa la vulnerabilidad a los incendios y el reemplazo de las selvas bajas por matorrales o formaciones sabanoides, y de los matorrales xerófilos y crasicaules por pastizales.
- *Tipo VI. Selvas tropicales húmedas (selvas altas y medianas) y bosque mesófilo de montaña.* También en este caso los incendios son infrecuentes (intervalos de retorno de más de 200 años), pero de alta severidad. Debido al ambiente húmedo, los incendios solamente se

propagan en años con condiciones de sequía extrema o después de perturbaciones como huracanes (López-Portillo *et al.* 1990) que, al formar claros o fragmentar la vegetación, alteran las condiciones del microclima (haciéndolo más seco) y aumentan la carga de combustibles por la caída de árboles y hojarasca (Cochrane 2003; Alencar *et al.* 2004). Dada la baja frecuencia de incendios en condiciones naturales, las especies de plantas de las selvas húmedas y el bosque mesófilo de montaña no están adaptadas a este tipo de perturbación; los árboles no son resistentes al fuego ya que tienen cortezas delgadas y raíces finas superficiales que se extienden en el mantillo del suelo, y aun incendios de baja intensidad pueden producir daños severos con alta mortalidad de árboles y formación de claros (Nepstad *et al.* 1999). En suelos orgánicos derivados de roca caliza, los incendios en años secos se propagan consumiendo la materia orgánica y ocasionan una fuerte mortalidad de árboles; así, con la pérdida de suelo el proceso de regeneración es muy lento (Asbjornsen y Gallardo-Hernández 2004). El aumento de la fragmentación por el avance de la frontera agropecuaria y una mayor frecuencia de igniciones por quemas de desmontes y pastos, provocan un mayor número de incendios severos e inducen el reemplazo de la selva por sabanas o matorrales secundarios (Cochrane 2003), o de los bosques mesófilos por pinares (Jardel 1991).

Esta clasificación de los regímenes de incendios es de carácter general; sin embargo, sirve para mostrar que en muchos ecosistemas los incendios son un componente de su dinámica, importante para la conservación de especies adaptadas a las condiciones creadas por el fuego, mientras que otros ecosistemas y su biota pueden ser afectados negativamente. La relación entre los incendios y la biodiversidad es compleja (Whelan *et al.* 2002) y puede decirse que la variedad de respuestas de las especies al fuego es muy amplia (recuadro 3.2).

Este esquema también permite poner en evidencia el problema de la alteración de los regímenes de incendios naturales o históricos (cambios en la frecuencia y severidad de los incendios), lo cual es un factor de cambio en la composición, estructura y funcionamiento de los ecosistemas (Agee y Skinner 2005; Hardesty *et al.* 2005). Los resultados de nuestro análisis indican (cuadro 3.3, Fig. 3.3) que las ecorregiones del sur de México que contienen ecosistemas sensibles al fuego, como las selvas húmedas (régimen de incendios tipo VI), presentan una alta frecuencia de puntos de calor. Esto indica que los incendios y quemas agrícolas representan una amenaza para la conservación de dichos ecosistemas que contienen una amplia diversidad de especies.

En las selvas húmedas y los bosques mesófilos de montaña la incidencia de fuego está determinada por el clima (años secos) y por fuentes de ignición como las quemas agrícolas. Un estudio realizado en Chiapas muestra un aumento proporcional de la superficie quemada en dichos ecosistemas, respecto a los bosques de pino en la temporada de sequía posterior a eventos de El Niño (Román-Cuesta *et al.* 2003).

En aquellos ecosistemas que se mantienen bajo regímenes de fuego tipos I, II y III (pastizales del Altiplano, bosques de coníferas y encinares), donde los incendios forestales han formado parte de su dinámica, es conveniente aplicar prácticas de manejo del fuego, ya que suprimir este factor puede alterar su composición, estructura y funcionamiento (Agee 2002; Jardel *et al.* 2006b). También es necesario considerar que la incidencia fuerte de incendios, o el uso deliberado del fuego para desmonte, contribuyen a reducir y fragmentar la superficie forestal, degradan la calidad y cantidad de los recursos forestales y causan pérdidas económicas (Fig. 3.1). Otro aspecto que no se debe olvidar es que los incendios forestales contribuyen de manera importante a las emisiones de contaminantes atmosféricos y gases con efecto de invernadero.

3.2.4 Impacto de los huracanes

Por su extensa línea de costa, la configuración del territorio que se estrecha hacia el sur rodeado por aguas oceánicas y su ubicación intertropical, México es uno de los países más afectados por los ciclones tropicales. Por ejemplo, solo durante el periodo 1980-2003 se registraron 31 tormentas de este tipo que lograron entrar a territorio nacional, causando daños estimados en casi 2 400 millones de dólares (Fig. 3.1) (Bitrán Bitrán 2001; Rosengaus Moshinsky *et al.* 2002). El impacto de los huracanes resulta no solo de la alta velocidad de sus vientos y las lluvias torrenciales, sino también de su capacidad para provocar inundaciones, deslizamientos de suelo, y oleajes y marejadas sumamente fuertes (Rosengaus Moshinsky *et al.* 2002), sobre todo en las localidades y ecosistemas costeros (recuadro 3.3). Por esto en México hay cada vez más interés en detectar, dar seguimiento y reducir el efecto de estos fenómenos hidrometeorológicos extremos (Cenapred 2001; Rosengaus Moshinsky *et al.* 2002).

Debido en gran parte al aumento de las temperaturas del mar, es posible sugerir que la magnitud, y quizá la

frecuencia, de estas tormentas se están incrementando (Emanuel 2005; Webster *et al.* 2005; Semarnat-INE 2006), lo cual podría provocar daños severos en México. En el año 2005, el número de ciclones registrados fue el más alto en la historia del país. De acuerdo con el Servicio Meteorológico Nacional, además de que se reportaron más ciclones, también fueron más intensos que en años anteriores y causaron daños mayores. Los 26 ciclones registrados en 2005 rebasaron con cinco la cifra histórica de 1933 y se superó por mucho el número promedio anual de 10.6. También ese año, los siete huracanes que lograron entrar a territorio nacional rebasaron los cinco registrados en 1999; de los cuales tres de nivel 5 en la escala Saffir-Simpson, superaron el número más alto de tormentas de esta magnitud, registrado desde 1961. Finalmente, durante este mismo año se registró el huracán más costoso en la historia, Katrina, cuyos daños económicos se estimaron en más de 125 000 millones de dólares, además de causar la muerte de más de 1 200 personas en la región de Nueva Orleans (EUA).

Ante la posibilidad de que cada vez habrá más huracanes de magnitudes intensas que entren al territorio mexicano, es importante entender el papel que juegan los ecosistemas costeros en la regulación del viento y del oleaje que generan estos fenómenos (Costanza *et al.* 1989; Hammill *et al.* 2005; Pérez-Maqueo *et al.* 2007; Costanza *et al.* 2008); esto implica que conservar los manglares, los humedales costeros y los arrecifes coralinos se volverá mucho más importante en el futuro. Asimismo, es prioritario entender el efecto de las actividades antropogénicas y de estas mismas tormentas sobre los ecosistemas y ecorregiones, con el fin de identificar aquellos que están siendo más afectados e incluir esta información en los planes de conservación y restauración ecológica en todo el país (recuadro 3.3).

Para analizar los efectos de los huracanes en las ecorregiones de México, de una base de datos del Cenapred (Jiménez y Baeza 2005) se obtuvo información sobre la posición diaria, fecha y fuerza (escala Saffir-Simpson, basada en la velocidad máxima sostenida de los vientos) de cada huracán que pasó a menos de 100 km del territorio mexicano en el periodo 1950-2004. Asimismo, se seleccionaron los 29 huracanes que alcanzaron los niveles de 3 a 5 en la escala Saffir-Simpson (vientos $>$154 km/hr) del total de 113 huracanes registrados durante este periodo. Este subgrupo de huracanes afectó 25% de la superficie del país, comparado con 70.6% afectado por todos los huracanes registrados. Según la descripción asociada con esta escala internacional, solo los huracanes de esta intensidad son capaces de causar daños extensos a la vegetación (Rosengaus Moshinsky *et al.* 2002), por lo que podrían tener un impacto sobre la biodiversidad de las ecorregiones de México. Los datos de la intensidad espacial (vientos promedio dentro de un radio de 100 km de la ruta de cada huracán) y temporal (tiempo de retorno en intervalos de cinco años) se estandarizaron (1-10: bajo a alto) y después se promediaron para crear un índice estándar del impacto potencial de los huracanes sobre las ecorregiones del país durante la segunda parte del siglo XX (Fig. 3.4a). Nuestro supuesto fue que los ecosistemas de ecorregiones donde pasan huracanes más fuertes y con más frecuencia tendrían menos tiempo para recuperarse de daños más profundos, lo que daría como resultado mayores efectos potenciales sobre la biodiversidad que albergan.

Nuestros resultados muestran que la superficie del país severamente afectada (Fig. 3.4a) por huracanes intensos (niveles de impacto potencial de 7 a 10, 1.4%) fue muy pequeña, sobre todo en comparación con las áreas que acusaron niveles intermedios (4 a 6, 7.3%) y bajos de daños (0 a 3, 91%). Combinando los mapas de afectación (Fig. 3.4a) y de las ecorregiones de México, fue posible identificar las ecorregiones del país con niveles promedio de impacto por los huracanes relativamente fuertes durante el periodo estudiado (Fig. 3.4b, cuadro 3.4). Por la protección contra huracanes que confieren la Sierra Madre Occidental y la Oriental (Rosengaus Moshinsky *et al.* 2002), una proporción considerable de ecorregiones del centro del país (nueve de 39, o 23%) no sufrieron ningún daño por estos eventos meteorológicos, mientras que las ecorregiones de la zona costera fueron las más afectadas (Fig. 3.4b). De hecho, algunos huracanes pueden tener un impacto benéfico en los altiplanos y valles intermontanos al aumentar la cantidad de lluvia en regiones semiáridas. Las ecorregiones potencialmente más afectadas por estos fenómenos durante los últimos 50 años fueron las planicies costeras de la Península de Yucatán, el norte del Golfo de México, la costa del Pacífico y de Los Cabos (cuadro 3.4).

Comparando el número total de huracanes por década, también observamos una tendencia de aumento de su frecuencia durante el periodo de estudio ($F_5 = 6.484$, $p = 0.063$, $r^2 = 0.6185$). Mientras que este patrón podría ser el resultado de sesgos en los datos históricos, en particular la falta de medios tecnológicos que hoy día facilitan su monitoreo (imágenes de satélite, GPS, etc.), los resultados de otros estudios (Emanuel 2005; Webster *et al.* 2005; Semarnat-INE 2006) apoyan nuestros resultados y sugieren que los efectos de los huracanes sobre las zonas costeras de México seguirá aumentando en el futuro.

Cuadro 3.4 Índice de afectación promedia predicha de las ecorregiones de México por los 29 huracanes fuertes (≥3 en la escala Saffir-Simpson) registrados dentro de 100 km del territorio nacional durante el periodo 1950 - 2004

Ecorregión	Descripción	Impacto promedio
10.2.2	Desierto Sonorense	0.13
10.2.3	Desierto de Baja California	0.04
10.2.4	Desierto Chihuahuense	0.01
11.1.1	Bosques de encino, chaparral y matorral costero californiano	0
11.1.3	Bosques de pino y encino de las montañas de Baja California y sur de California	0
12.1.1	Archipiélago Madreano	0
12.1.2	Piedemontes y planicies con pastizal, matorral xerófilo y bosques de encino y coníferas	0.15
12.2.1	Lomeríos y planicies del interior con matorral xerófilo y bosque bajo de mezquite	0.03
13.2.1	Bosques de coníferas, encinos y mixtos de la Sierra Madre Occidental	0.53
13.3.1	Bosques de coníferas, encino y mixtos de la Sierra Madre Oriental	0.3
13.4.1	Planicies y piedemontes del interior con pastizal y matorral xerófilo	0.05
13.4.2	Lomeríos y sierras con bosques de coníferas, encino y mixtos del centro de México	0.2
13.5.1	Bosques de coníferas, encino y mixtos de la Sierra Madre del sur de Jalisco y Michoacán	1.21
13.5.2	Bosques de coníferas, encino y mixtos de la Sierra Madre del sur de Guerrero y Oaxaca	0.17
13.6.1	Bosques de coníferas, encino y mixtos de la Sierra Madre Centroamericana	0
13.6.2	Bosque de coníferas, encino y mixtos de Los Altos de Chiapas	0
14.1.1	Planicie costera con selva espinosa	5.6
14.1.2	Sierra y lomeríos con selva caducifolia y bosque de encino	4.05
14.2.1	Planicie noroccidental de Yucatán con selva caducifolia	5.86
14.3.1	Planicie costera sinaloense con selva espinosa	0.48
14.3.2	Lomeríos de Sonora y Sinaloa y cañones de la Sierra Madre Occidental con matorral xerófilo y selva caducifolia	0.8
14.4.1	Depresión del Balsas con selva caducifolia y matorral xerófilo	0.15
14.4.2	Depresión central de Chiapas con selva caducifolia	0
14.4.3	Valles y depresiones de Oaxaca y Puebla con selva caducifolia y matorral xerófilo	0.03
14.5.1	Cañón y planicie de Tehuantepec con selva caducifolia y selva espinosa	0.02
14.5.2	Lomeríos y piedemontes del Pacífico sur mexicano con selva espinosa	1.14
14.6.1	Planicie y lomeríos de Los Cabos con selva caducifolia y matorral xerófilo	5.04
14.6.2	Sierra de La Laguna con bosques de encino y coníferas	5.66
15.1.1	Planicie costera del Golfo de México con selva perennifolia	0
15.1.2	Lomeríos con selva perennifolia	0.12
15.2.1	Planicie occidental yucateca con selva caducifolia	3.44
15.2.2	Planicie oriental yucateca con selva perennifolia	4.62
15.2.3	Lomeríos del sur de la península yucateca con selva perennifolia	2.6
15.3.1	Sierra de Los Tuxtlas con selva perennifolia	0
15.5.1	Planicie costera de Nayarit y Sinaloa con selva espinosa	2.31
15.5.2	Lomeríos y planicies costeras de Nayarit y Jalisco con selva perennifolia	1.48
15.6.1	Planicie y lomeríos costeros del Soconusco con selva perennifolia	0
9.5.1	Planicie de la costa occidental del Golfo	5.04
9.6.1	Planicies del sur de Texas/Planicies y lomeríos interiores con matorral xerófilo y bosque de encino	0.66

Nota: el índice de afectación tomó en cuenta la intensidad espacial (velocidad promedio de vientos dentro de un búfer de 100 km de radio del trayecto de cada huracán) y temporal (tiempo de retorno en intervalos de 5 años) de estos eventos.

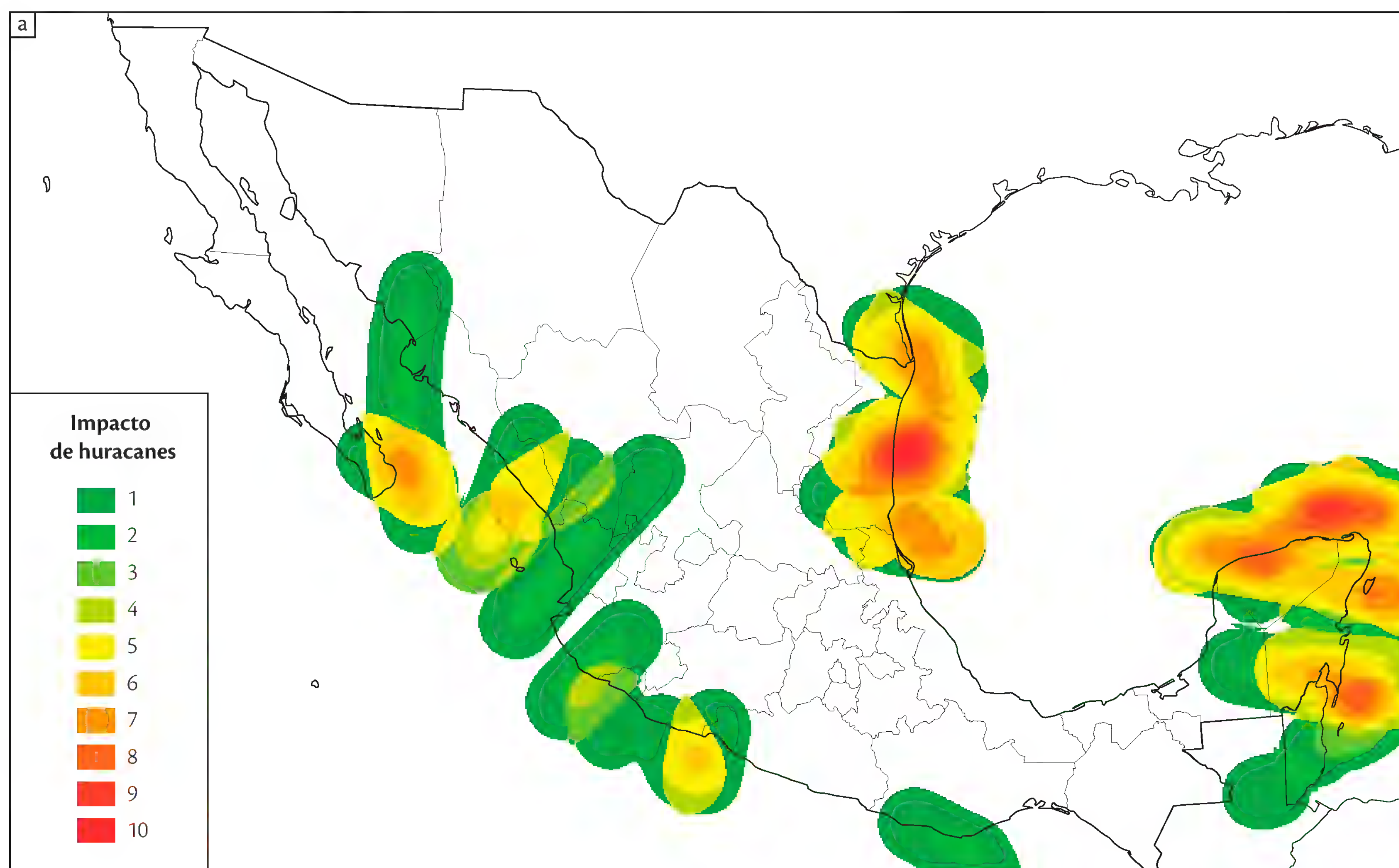


Figura 3.4 [*Esta página y la siguiente.*] ***(a)*** Zonas de México, y ***(b)*** ecorregiones (nivel III, según INEGI, CONABIO e INE 2007) más afectadas (rojo más oscuro) por los 29 huracanes que alcanzaron niveles 3 a 5 en la escala Saffir-Simpson registrados de 1950 a 2004. Nota: el índice de afectación reportada (1 a 10, de menor a mayor) se creó promediando medidas distintas estandarizadas de la intensidad promedio de los vientos (km/hr) y la frecuencia de retorno (intervalos de cinco años) de estos tipos de huracanes.

Los huracanes han formado parte de la dinámica natural de los ecosistemas de las zonas costeras, influyendo en los patrones del paisaje y en la composición y dinámica de la vegetación; por tanto, estos ecosistemas tienen capacidad para resistir sus efectos y regenerarse después de la perturbación (Walker *et al.* 1991; Boose *et al.* 1994). Sin embargo, los efectos de la deforestación y la fragmentación hacen que estos ecosistemas sean cada vez más vulnerables a los efectos de los huracanes y que se reduzca su capacidad para mitigar los impactos que tienen sobre las poblaciones humanas (Pérez-Maqueo *et al.* 2007; Costanza *et al.* 2008). Así, los daños socioeconómicos que estos eventos pueden causar en México en el futuro dependerán, entre otras cosas, de: *1*] los patrones demográficos (distribución y nivel de marginación de la población en zonas de riesgo) y las estrategias de mitigación para disminuir el grado de exposición y vulnerabilidad de los asentamientos humanos a estas tormentas y *2*] los cambios en la cobertura total y la ubicación de los ecosistemas en relación con los asentamientos humanos, así como su grado de conservación junto con la capacidad de resistir y recuperarse de estas tormentas. Estas consideraciones serán particularmente relevantes en zonas de importancia turística como Cancún, Acapulco y Los Cabos. En estas zonas será necesario promover estrategias de desarrollo sostenible donde se aprovechen, conserven y restauren los ecosistemas costeros como uno de los mecanismos más eficientes en términos económicos para proteger la infraestructura humana, pero también como una fuente valiosa de otros bienes y servicios ecosistémicos (Martínez *et al.* 2007).

3.2.5 Impacto de las inundaciones

Las inundaciones son los eventos hidrometeorológicos de mayores efectos en términos socioeconómicos a escala mundial (ONU y WWAP 2003; PNUD 2004). Entre 1990 y 2001 ocurrieron 2 200 desastres en todo el planeta rela-

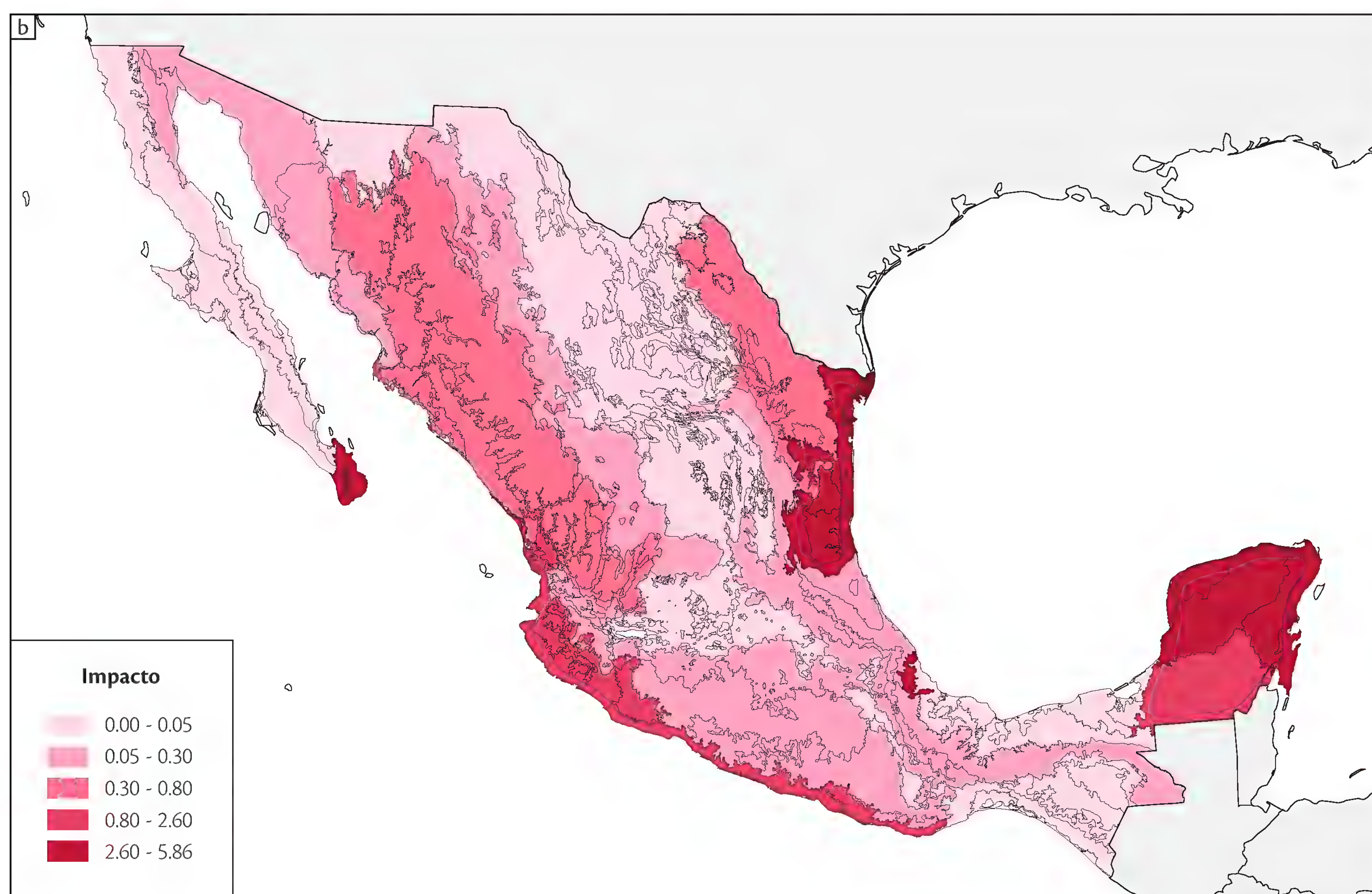


Figura 3.4 [*concluye*].

cionados con los recursos hídricos, la mitad de los cuales fueron inundaciones que afectaron a 65% del total de quienes habitan las áreas dañadas por estos tipos de desastres. Las inundaciones catastróficas son más frecuentes en Asia (35% del total), seguida por África (29%), América Latina (20%) y Europa (13%). Cada año, las inundaciones alteran el bienestar socioeconómico de alrededor de 520 millones de personas, cobrando la vida de unas 25 000 en todo el mundo. Junto con los huracanes, las inundaciones causadas por lluvias intensas y prolongadas son los desastres que más daño han ocasionado a México, cuyo resultado se calcula en más de 1 900 millones de dólares en daños solo en los últimos 20 años (Fig. 3.1, recuadros 3.3 y 3.4). Por ejemplo, las inundaciones de octubre-noviembre de 2007 en la cuenca baja del Río Grijalva afectaron 80% de la superficie del estado de Tabasco y a un millón de personas en la región, incluyendo parte del estado de Chiapas.

A pesar de los efectos socioeconómicos que causan estas perturbaciones, no fue posible realizar un análisis de su impacto sobre las ecorregiones del país debido a la falta de datos en general y los fuertes sesgos en la información con que se cuenta para zonas donde estos eventos generaron daños a la infraestructura humana. De acuerdo con una base de datos que está elaborando el Cenapred (M. Jiménez, datos no publicados), se reportan cuatro niveles de vulnerabilidad a las inundaciones por municipio en todo el país: baja (con 4.2% de la población y 2.9% del área del país), media (49 y 48.7 por ciento), alta (30.3 y 13.1 por ciento) y donde aún no hay datos (16.5 y 35.3 por ciento). La falta de estudios sobre los impactos ecológicos de estas perturbaciones es notable y urgente, dada su importancia (junto con el alto grado de contaminación y la extensa modificación de los patrones de flujo de las aguas superficiales de México), para la conservación de la biodiversidad acuática y ribereña (Allan y Flecker 1993; Lytle y LeRoy Poff 2004; CNA 2006)). Como consecuencia de las modificaciones en los patrones de precipitación provocados por el cambio climático, se espera un aumento en la frecuencia e intensidad de estos eventos dentro del territorio nacional (Semarnat-INE 2006). Así, es necesario fortalecer programas nacionales de monitoreo

ecológico como la red MEX-LTER <*http://www.mexlter.org.mx/*> que podrían ayudarnos a entender mejor cómo los ecosistemas reducen el impacto de inundaciones y otros desastres naturales y que estos servicios ecosistémicos están siendo afectados por cambios de uso de suelo y el mal manejo de los recursos naturales. Es difícil enfrentar este reto sin una mayor inversión en ciencia y tecnología, ya que el gasto público en este sector en México, como proporción del PIB, es uno de los más bajos de América Latina (Martínez *et al.* 2006).

La función de los bosques, humedales y otros ecosistemas naturales en la protección de cuencas, la conservación de suelos y la regulación y mitigación de inundaciones y deslaves catastróficos ha sido objeto de mucha investigación y debate (Bruijnzeel 2001; FAO 2005). La idea de que los bosques sirven como esponjas gigantes que ayudan a minimizar el escurrimiento pluvial y recargar los mantos acuíferos, manteniendo así un flujo más estable de agua durante épocas de escasez, ha llevado a enfatizar la importancia de la reforestación y el manejo sustentable de bosques en las cabeceras de cuencas en muchas partes del mundo (Abramovitz 1999; Hammill *et al.* 2005). En México, donde los problemas de agua son cada vez más serios, esta percepción del papel de los bosques ha sido clave para promover iniciativas importantes, como la Cruzada por el Agua y los Bosques y el Fondo Forestal Mexicano de la Comisión Nacional Forestal (Manson 2004).

Sin embargo, por la complejidad de los factores ambientales y el alto riesgo que implica, es necesario evitar la tendencia de asignar importancia excesiva a los bosques y depender demasiado de soluciones simples o tecnificadas. Por ejemplo, los estudios científicos disponibles muestran que, para las inundaciones fuertes provocadas por lluvias torrenciales y de larga duración, la función de los bosques o cualquier otro ecosistema puede ser marginal (FAO 2005). Por eso es importante tener un conocimiento profundo de la naturaleza cíclica de estos eventos extremos (la frecuencia histórica de las inundaciones catastróficas) y desarrollar una planeación integral que nos permita enfrentar estos fenómenos con daños socioeconómicos mínimos (Changnon y Easterling 2000; Pinter 2005). Otros factores importantes que se deben considerar son: *1*] el impacto de las estrategias de manejo de otros usos de suelo sobre el balance hidrológico de cuencas (Bruijnzeel 2001), *2*] la importancia de otros ecosistemas naturales, como los humedales (así como su ubicación, por ejemplo las franjas de vegetación natural en zonas riparias), para regular la cantidad y calidad del agua (Naiman y Décamps 1997; Lara-Domínguez *et al.* 1998), *3*] los potenciales conflictos que pueden darse entre los esquemas de pago por servicios ambientales (PSA) que se están promoviendo para proteger los servicios hidrológicos (*e.g.*, captación de agua y recarga de acuíferos) y otros servicios ecosistémicos como la captura de carbono (Jackson *et al.* 2005), y *4*] los patrones de desarrollo en zonas bajas de las cuencas que puedan aumentar el riesgo de inundaciones mediante la reconversión de humedales, la canalización de los ríos y el aumento de grupos marginales o infraestructura humana en las zonas susceptibles a estos eventos hidrometeorológicos (recuadros 3.3 y 3.4; FAO 2005).

El caso de las inundaciones de 2007 en Tabasco muestra las consecuencias de la transformación del paisaje y el deterioro ambiental provocados por un modelo de desarrollo no sustentable, basado en la expansión agrícola, ganadera y petrolera, la colonización dirigida y la urbanización desordenada en una extensa región costera, originalmente cubierta por selvas y humedales, y donde desemboca el mayor sistema fluvial del país: el de los ríos Grijalva y Usumacinta. Ese modelo de desarrollo, o de “modernización forzada”, cuyas consecuencias ecológicas y sociales fueron analizadas en un amplio estudio coordinado por Tudela (1989), creó condiciones de extrema vulnerabilidad de los centros de población y los sistemas productivos ante fenómenos naturales, que aunado a la falta de planeación y, muy posiblemente, a la negligencia y la corrupción, generó las condiciones para el mayor desastre causado por inundaciones que se ha registrado en la historia de México.

Como en el caso de otras perturbaciones, las inundaciones forman parte de procesos naturales de los que depende el mantenimiento de biodiversidad, pero muchas veces esto entra en conflicto con las actividades humanas. El control de inundaciones mediante la construcción de presas, por ejemplo, ha afectado la dinámica hidrológica de ríos, llanuras de inundación y humedales, eliminando o disminuyendo la disponibilidad y la calidad del hábitat y pulsos de nutrientes que mantienen la fertilidad de los suelos, con consecuencias negativas para la biodiversidad de muchos ecosistemas (Brawn *et al.* 2001; Reice 2001). Mantener el flujo “ecológico” del agua en los ecosistemas fluviales (Lytle y LeRoy Poff 2004) representa un reto importante cuando se busca equilibrar los objetivos de conservación o restauración de este tipo de ecosistemas con las necesidades de proteger asentamientos humanos y zonas de producción agropecuaria, lo cual implica diseñar estrategias adecuadas de ordenamiento ecológico del territorio. En este contexto, son prioritarias políticas públicas que promuevan la conservación y res-

tauración de ecosistemas naturales, junto con un manejo adecuado y sostenible de otros usos de suelo como los mecanismos principales para reducir el riesgo de inundaciones.

3.2.6 Sinergias y cambio climático

Sinergias entre perturbaciones naturales

Como se comentó, la función de las perturbaciones en la dinámica de poblaciones, comunidades y ecosistemas depende en gran parte de las acciones y sinergias entre ellas (Sousa 1984; Pickett y White 1985; Pickett *et al.* 1997). Así, es importante no solo evaluar el impacto individual de estos eventos, sino también sus efectos netos sobre la biodiversidad y cómo cambian las propiedades de resistencia y resiliencia de los ecosistemas (Loreau *et al.* 2002).

Con el objetivo de evaluar los impactos netos de las perturbaciones descritas en este capítulo, en particular los huracanes, sequías e incendios forestales sobre las ecorregiones de México (por las razones mencionadas no se contó con la información suficiente para hacer el mismo análisis en el caso de las inundaciones), primero fue necesario estandarizar los impactos de cada tipo de perturbación. Se convirtieron los valores reportados en los cuadros 3.2 a 3.4 a una escala común (1 a 10, de menor a mayor impacto) usando el valor máximo informado para cada cuadro como el denominador de una fracción que se multiplicó después por 10. Estos valores nuevos se muestran en el cuadro 3.5, junto con el impacto promedio generado usando la combinación de los nuevos valores de cada variable. Graficando estos resultados, resaltan las ecorregiones de la costa y sur del país como las que presentan los valores promedio de impactos más altos considerando sequías, incendios y huracanes (Fig. 3.5). Este análisis también indica que las planicies occidentales y noroccidentales de Yucatán, así como la planicie costera con selva espinosa, son las que sufren más de los efectos combinados de sequías, incendios y

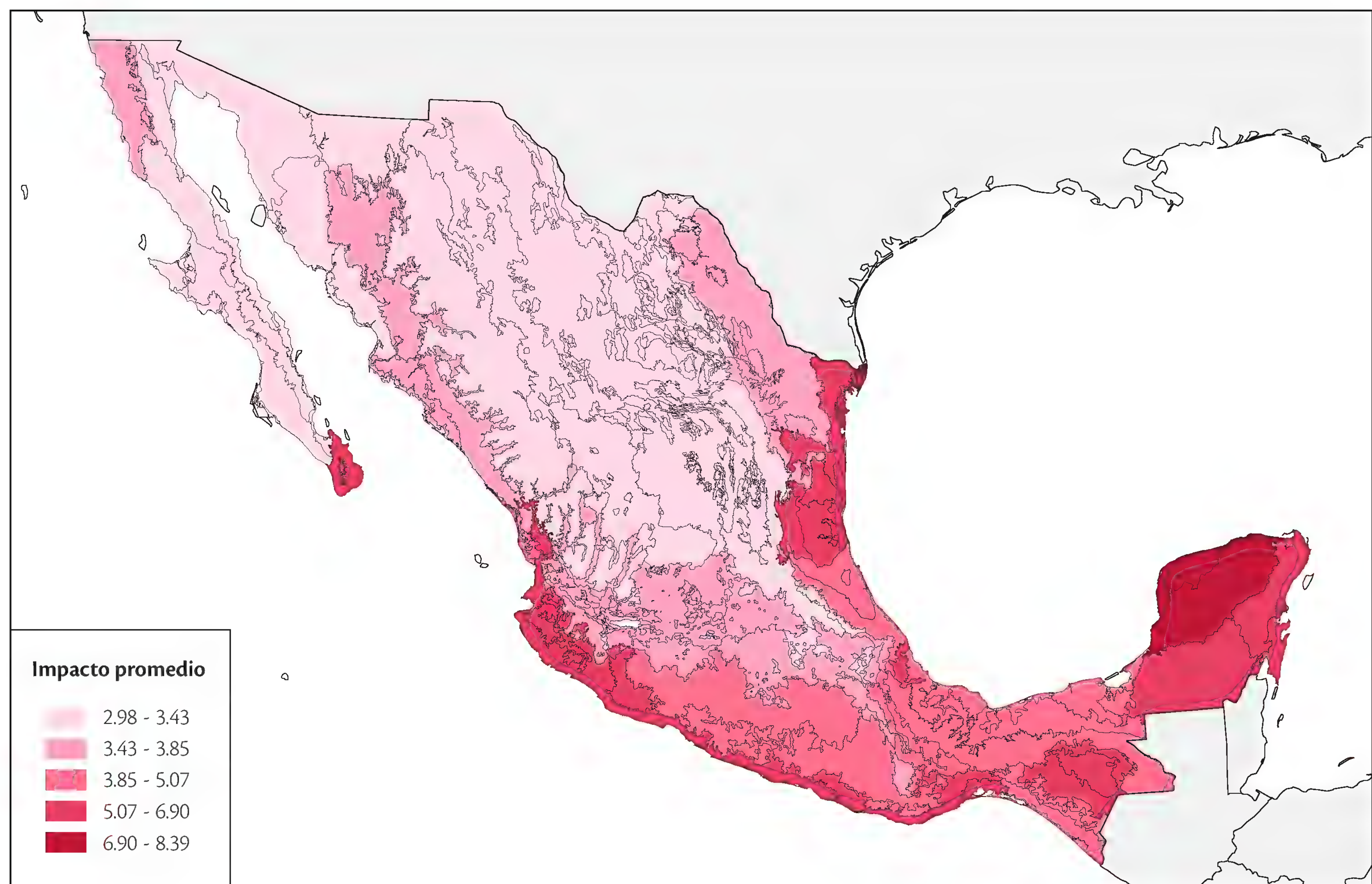


Figura 3.5 Impacto de sequías, incendios forestales y huracanes sobre las ecorregiones de México usando el promedio de una escala relativizada de 1 a 10 para estimar el impacto de cada tipo de perturbación.

Cuadro 3.5 Impacto promedio relativizado (escala 0 a 10, de menor a mayor) de sequías, huracanes e incendios forestales sobre las ecorregiones (nivel III, de INEGI, CONABIO e INE 2007) de México

Ecorregión	Descripción	Sequías	Incendios	Huracanes	Impacto promedio	Cambio climático
10.2.2	Desierto Sonorense	9.1	0.5	0.22	3.28	5.96
10.2.3	Desierto de Baja California	9.32	0.05	0.07	3.14	5.16
10.2.4	Desierto Chihuahuense	9.38	0.1	0.02	3.16	6.53
11.1.1	Bosques de encino, chaparral y matorral costero californiano	9.28	2.02	0	3.77	4.82
11.1.3	Bosques de pino y encino de las montañas de Baja California y sur de California	9.53	1.06	0	3.53	4.84
12.1.1	Archipiélago Madreano	8.67	0.34	0	3.01	6.49
12.1.2	Piedemontes y planicies con pastizal, matorral xerófilo y bosques de encino y coníferas	8.38	0.37	0.26	3	6.58
12.2.1	Lomeríos y planicies del interior con matorral xerófilo y bosque bajo de mezquite	8.83	2.44	0.05	3.77	5.6
13.2.1	Bosques de coníferas, encinos y mixtos de la Sierra Madre Occidental	7.8	1.58	0.9	3.43	6.59
13.3.1	Bosques de coníferas, encino y mixtos de la Sierra Madre Oriental	9.12	0.6	0.51	3.41	5.03
13.4.1	Planicies y piedemontes del interior con pastizal y matorral xerófilo	6.94	1.92	0.09	2.98	5.12
13.4.2	Lomeríos y sierras con bosques de coníferas, encino y mixtos del centro de México	7.1	3.5	0.34	3.65	5.49
13.5.1	Bosques de coníferas, encino y mixtos de la Sierra Madre del sur de Jalisco y Michoacán	7.45	8.79	2.06	6.1	6.08
13.5.2	Bosques de coníferas, encino y mixtos de la Sierra Madre del sur de Guerrero y Oaxaca	7.62	5.44	0.29	4.45	4.98
13.6.1	Bosques de coníferas, encino y mixtos de la Sierra Madre Centroamericana	7.91	7.3	0	5.07	3.66
13.6.2	Bosque de coníferas, encino y mixtos de Los Altos de Chiapas	7.88	9.53	0	5.8	4.81
14.1.1	Planicie costera con selva espinosa	8.65	2.48	9.56	6.9	4.63
14.1.2	Sierra y lomeríos con selva caducifolia y bosque de encino	8.19	4.64	6.91	6.58	4.88
14.2.1	Planicie noroccidental de Yucatán con selva caducifolia	6.9	8.26	10	8.39	4.69
14.3.1	Planicie costera sinaloense con selva espinosa	7.45	3.29	0.82	3.85	5.51
14.3.2	Lomeríos de Sonora y Sinaloa y cañones de la Sierra Madre Occidental con matorral xerófilo y selva caducifolia	7.88	1.64	1.37	3.63	6.37
14.4.1	Depresión del Balsas con selva caducifolia y matorral xerófilo	7.66	5.99	0.26	4.64	6.04
14.4.2	Depresión central de Chiapas con selva caducifolia	7.06	8.49	0	5.18	3.67
14.4.3	Valles y depresiones de Oaxaca y Puebla con selva caducifolia y matorral xerófilo	8.65	2.15	0.05	3.62	5.6



Cuadro 3.5 [*concluye*]

Ecorregión	Descripción	Sequías	Incendios	Huracanes	Impacto promedio	Cambio climático
14.5.1	Cañón y planicie de Tehuantepec con selva caducifolia y selva espinosa	9.04	6.68	0.03	5.25	3.24
14.5.2	Lomeríos y piedemontes del Pacífico sur mexicano con selva espinosa	7.82	8.55	1.95	6.1	5.02
14.6.1	Planicie y lomeríos de Los Cabos con selva caducifolia y matorral xerófilo	9.92	0	8.6	6.17	4.97
14.6.2	Sierra de La Laguna con bosques de encino y coníferas	9.92	0	9.66	6.53	5.12
15.1.1	Planicie costera del Golfo de México con selva perennifolia	6.67	7.61	0	4.76	4.96
15.1.2	Lomeríos con selva perennifolia	7.76	5.1	0.2	4.35	4.35
15.2.1	Planicie occidental yucateca con selva caducifolia	7.41	10	5.87	7.76	4.58
15.2.2	Planicie oriental yucateca con selva perennifolia	8.6	2.31	7.88	6.26	2.77
15.2.3	Lomeríos del sur de la península yucateca con selva perennifolia	7.68	7.79	4.44	6.63	5.02
15.3.1	Sierra de Los Tuxtlas con selva perennifolia	6.96	6.6	0	4.52	4.78
15.5.1	Planicie costera de Nayarit y Sinaloa con selva espinosa	6.96	1.79	3.94	4.23	6.94
15.5.2	Lomeríos y planicies costeras de Nayarit y Jalisco con selva perennifolia	7.8	5.33	2.53	5.22	6.94
15.6.1	Planicie y lomeríos costeros del Soconusco con selva perennifolia	6.47	—	0	4.16	4.1
9.5.1	Planicie de la costa occidental del Golfo	8.03	0.67	8.6	5.77	5.59
9.6.1	Planicies del sur de Texas/Planicies y lomeríos interiores con matorral xerófilo y bosque de encino	10	0.34	1.13	3.82	5.94

Nota: los datos utilizados para este análisis son los que figuran en los cuadros 3.2 a 3.4. También se reporta un índice parecido de impacto potencial de cambio climático (basado en la relativización de valores de temperatura y precipitación promedio anual) usando las proyecciones del modelo HadCM3 con el escenario SRES A2 para el periodo 2040-2069.

huracanes. En contraste, mientras que las extensas zonas áridas del país, el Archipiélago Madreano y los piedemontes y planicies con pastizal y matorral xerófilo tienen niveles relativamente altos de sequía (cuadro 3.2, Fig. 3.2), estas ecorregiones no están afectadas por los otros tipos de perturbación y por eso muestran bajos niveles promedios de afectación neta (cuadro 3.5, Fig. 3.5).

Se observó una relación negativa importante ($r^2 = 0.41$, $F_{1,37} = 26.4$, $p < 0.001$) entre el impacto de sequías e incendios forestales en las ecorregiones de México, lo cual indica que las ecorregiones más afectadas por la sequía, según los datos históricos, no son las que han sufrido más incendios forestales recientemente. Al contrario, los datos derivados de la frecuencia de puntos de calor por ecorregión indican que en los ecosistemas que normalmente no tienen problemas de escasez de agua, como los bosques mesófilos de montaña, las selvas tropicales húmedas y los humedales, es donde se presentó una mayor incidencia de fuego durante la última década (E.J. Jardel, datos no publicados). Como estos ecosistemas no están adaptados a este tipo de perturbación (clasificados como sensibles), existe un mayor riesgo de que se deterioren, e incluso, que sean reemplazados por otros ecosistemas más tolerantes o resistentes al fuego. Esta relación negativa entre el impacto de sequías e incendios se explica porque en los ecosistemas de las ecorregiones con condiciones semiáridas, las cargas de combustibles (la materia orgánica que puede arder y mantener la propagación del

fuego) son más bajas y tienen menor continuidad que en ecosistemas húmedos con mayor biomasa, como es el caso de las ecorregiones con bosques. En áreas con cubierta forestal y condiciones subhúmedas (la mayor parte de los bosques de pino y de encino), los incendios suelen ser frecuentes, superficiales, de baja severidad y pequeña extensión, y es probable que este tipo de incendios se subestimen [*i.e.*, no se registran con medios de teledetección; E.J. Jardel, observación personal (Soja 2005)]. En contraste, en ecorregiones con condiciones húmedas, que contienen ecosistemas de selvas tropicales, bosque mesófilo de montaña y humedales [*i.e.*, ecosistemas sensibles al fuego (Myers 2006)], los incendios difícilmente se propagan en años normales, pero llegan a afectar áreas extensas en años con condiciones de sequía extrema.

Cambio climático

Las proyecciones realizadas hasta la fecha sugieren que México se verá severamente afectado por el cambio climático global, con variaciones importantes en la temperatura y precipitación promedio anual durante este siglo (véanse recuadros 3.5 y 3.6) (McCarthy *et al.* 2001; Emanuel 2005; Semarnat-INE 2006; Magrin *et al.* 2007). Se esperan aumentos de temperatura y reducciones generales en la precipitación, en combinación con tormentas tropicales y sequías de mayor intensidad (Semarnat-INE 2006; Magrin *et al.* 2007). Estos cambios, a su vez, seguramente tendrán más efectos en algunos ecosistemas que otros (véanse recuadros 3.5 y 3.6 y el capítulo 1 de este volumen), así como impactos importantes en la distribución y abundancia de muchas especies. En este capítulo no pretendemos realizar otro estudio del impacto del cambio climático sobre la biodiversidad de México, sino ilustrar cómo este cambio podría interactuar con las perturbaciones y desastres que hemos analizado, con consecuencias en las ecorregiones del país y los ecosistemas y biodiversidad que albergan.

Para este análisis se escogió uno de los escenarios del modelo HadCM3 (Modelo de clima Hadley, versión 3), en particular el escenario SRES A2 con proyecciones de los cambios en la temperatura y precipitación promedio anual esperados para el periodo 2040-2069 (pixeles de 10×10 km^2). Es necesario aclarar que un solo modelo no refleja el conjunto de escenarios que ha preparado el IPCC AR4 para realizar un análisis de riesgo exhaustivo ante el cambio climático. Sin embargo, dicho ejemplo permite saber cómo utilizar información climática para estimar impactos. En el año 2000, el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC 2007) proyectó varios escenarios (informes especiales sobre escenarios de emisiones o SRES) de crecimiento poblacional y desarrollo económico con el fin de calcular su impacto potencial sobre emisiones y concentraciones de gases de efecto invernadero y, finalmente, el cambio climático global. La familia de escenarios A2 supone un mundo que permanece heterogéneo en el ámbito regional en cuanto a los ingresos; un crecimiento poblacional continuo y demoras en el desarrollo de tecnologías más eficientes. Así, sus proyecciones en cuanto a cambio climático son más dramáticas que las de otros escenarios, como los de la familia B, pero comprende parte del conjunto de escenarios usados normalmente en la evaluación del impacto potencial de cambio climático en México (recuadros 3.5 y 3.6) (Semarnat-INE 2006) y América Latina en general (Magrin *et al.* 2007). Ya que cada escenario tiene sus propios supuestos y proyecciones de cambio climático, existe un campo activo de investigación sobre cómo generar funciones de distribución de probabilidad que los resuma, de manera que sean útiles para tomar decisiones (Dessai y Hulm 2004; Katz 2002; Schneider y Mastrandrea 2005).

Las proyecciones del modelo HadCM3 con el escenario SRES A2 sugieren que 33.1% del país tendrá menos precipitación (particularmente en el sureste del país), mientras que en 54.6 y 12.3 por ciento de México habrá cambios ligeros o hasta más precipitación disponible, respectivamente, durante este mismo periodo (Fig. 3.6a). Esto coincide cualitativamente con los escenarios más recientes presentados por el IPCC AR4. Por otro lado, de acuerdo con este escenario todo el país enfrentará aumentos en la temperatura promedio: 1.5% con aumentos ligeros (hasta 1.5 °C), en 45.9% serían intermedios (de 1.5 a 2.5 °C) y 55.6% con aumentos fuertes (de 2.5 a 3.2 °C; Fig. 3.6b). Se espera que estos aumentos sean más elevados en la región norte del país (véase Tercera Comunicación Nacional de México ante el Cambio Climático). Para ilustrar cómo este escenario de cambio climático podría afectar las ecorregiones de México, las proyecciones de temperatura y precipitación se convirtieron a una escala relativizada (0 a 10, menor a mayor impacto), en donde se consideraron aumentos en la temperatura y reducciones de precipitación potencialmente más impactantes para las ecorregiones de México. Después se combinó el promedio del efecto relativizado de temperatura y precipitación con el mapa de ecorregiones, con el fin de estimar el impacto potencial del cambio climático sobre cada una de las ecorregiones del país, según el escenario A2. Esta información se presenta en la figura 3.7 y en el cuadro 3.5.

En este escenario de cambio climático, las ecorregiones del centro y norte son las que se verán más afectadas (condiciones más calientes y secas) para mediados de este siglo. Algunos estudios comparativos sugieren que aunque los cambios de precipitación proyectados por el modelo HadCM3 son consistentes con otros modelos y escenarios, los cambios de temperatura serán más extremos (véase Fig. IV3 en Semarnat-INE 2006).

Comparando los resultados de este ejercicio con nuestras estimaciones del impacto estandarizado esperado de sequías, huracanes e incendios forestales, detectamos una importante relación negativa entre el efecto proyectado del cambio climático y el de los incendios forestales ($F_{1,37} = 7.2$, $P = 0.011$; cuadro 3.5), aunque la regresión no explica mucho de la variación ($R^2 = 0.16$). Se espera que, por el aumento de condiciones más calientes y secas, algunas ecorregiones que en la actualidad están relativamente libres de incendios forestales, o presentan baja incidencia, pudieran tener un aumento de estos eventos en el futuro cercano. Diversos estudios muestran una relación entre la incidencia de fuegos severos y los ciclos de alta precipitación, en los que se acumula biomasa (*i.e.*, combustibles), y de sequía extrema, en los que se presentan condiciones para la propagación del fuego (por ejemplo, los ciclos asociados a eventos de El Niño), que pueden ser más frecuentes como consecuencia del cambio climático (Heyerdahl y Alvarado 2003; Román-Cuesta *et al.* 2003; McKenzie 2004; Westerling *et al.* 2006). No hubo una relación significativa entre el impacto estandarizado de sequías o huracanes y nuestras estimaciones del impacto potencial del cambio climático usando el escenario A2 para las ecorregiones del país.

Aun cuando nuestro análisis, basado en tendencias históricas de las sinergias entre el impacto de varias perturbaciones y el cambio climático global sobre las ecorregiones de México, ha identificado algunos patrones interesantes, hacen falta estudios más completos que integren las proyecciones de múltiples escenarios de cambio climático

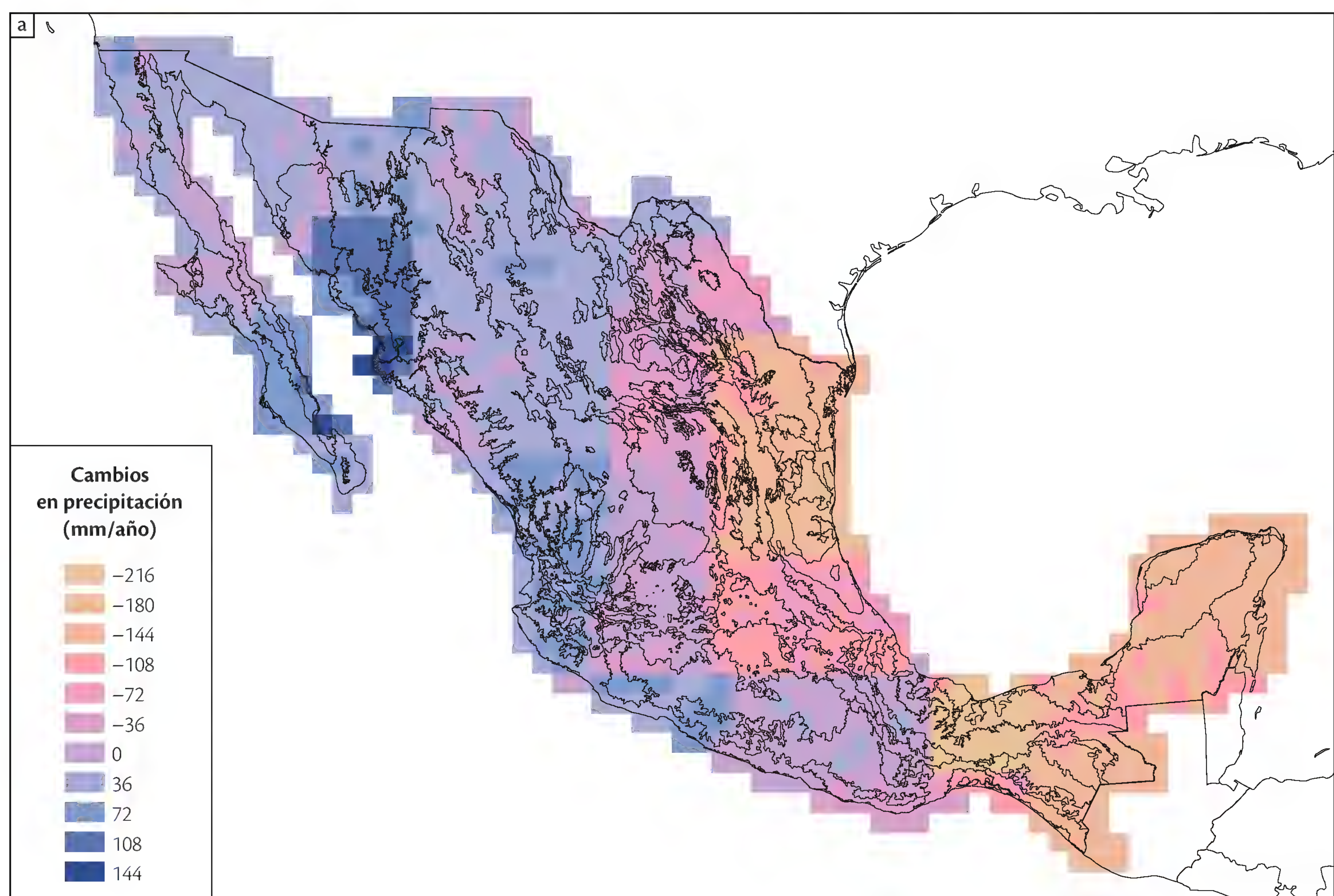


Figura 3.6 [*Esta página y la siguiente.*] Proyecciones de cambios en los factores que modifican los procesos de desertificación: ***(a)*** precipitación promedio anual (mm), y ***(b)*** temperatura promedio anual (°C) esperadas en México del modelo HadCM3 con el escenario SRES A2 para el periodo 2040-2069.

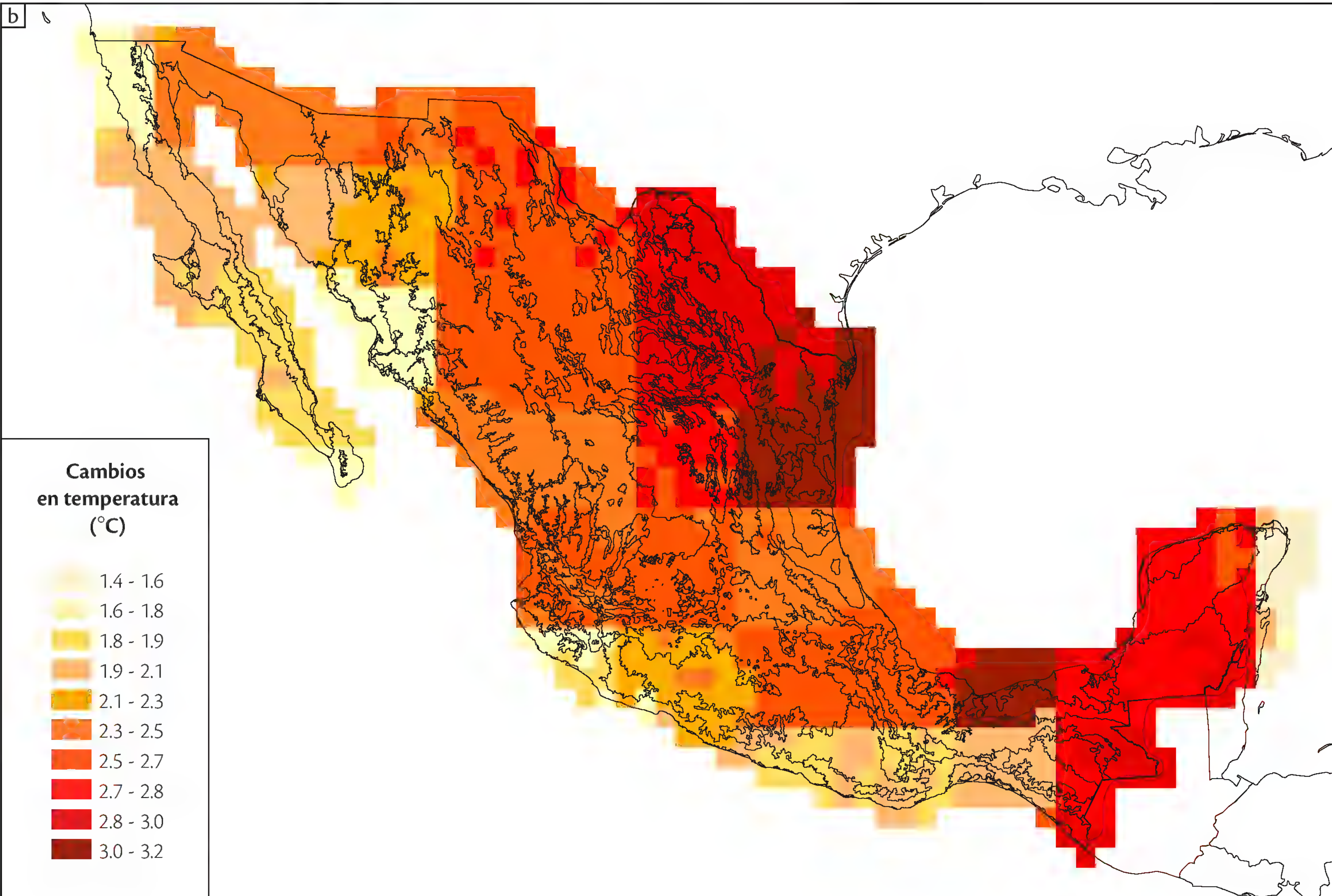


Figura 3.6 [*concluye*].

Recuadro 3.5 Efecto del cambio climático en la distribución de la diversidad biológica en México

Víctor Sánchez-Cordero

Es un hecho científicamente comprobado que el clima global está cambiando de manera significativa y que el impacto sobre la biodiversidad puede ser importante. Trabajos recientes muestran desplazamientos en poblaciones de flora y fauna asociados a cambios en la temperatura y precipitación, en regiones templadas y tropicales (Walther *et al*. 2002). El efecto del cambio climático en la biodiversidad exige una investigación activa, enfocada a evaluar la magnitud de las consecuencias esperadas de dicho impacto en las especies y las comunidades naturales. Algunas aproximaciones han seguido dos líneas de investigación independientes, aunque no excluyentes entre sí: *1*] el enfoque que considera el efecto del cambio climático sobre la distribución de las especies, basado en modelar el nicho ecológico de estas, y *2*] el enfoque que considera el efecto del cambio climático sobre los biomas o comunidades vegetales; ambos han producido resultados reveladores y, quizá, el vínculo del modelado del efecto del cambio climático sobre especies y ecosistemas sea el reto de investigación aún por abordar (Walther *et al.* 2002).

El modelado del nicho ecológico de las especies consiste en combinar información de las localidades donde se recolectó una especie (información proveniente sobre todo de colecciones científicas), capas ambientales de variables abióticas (precipitación, temperatura, topografía, aspecto, etc.) y un sistema de información geográfico. La idea es identificar regiones geográficas adicionales donde se espera la presencia de la especie, en virtud de que presentan condiciones ambientales similares a donde se recolectó. Esta idea simple se basa en el concepto de un nicho ecológico-geográfico; es decir, se modela el nicho ecológico de la especie proyectado como su distribución potencial (Peterson *et al.* 1999). A su vez, el nicho ecológico se puede proyectar bajo escenarios de

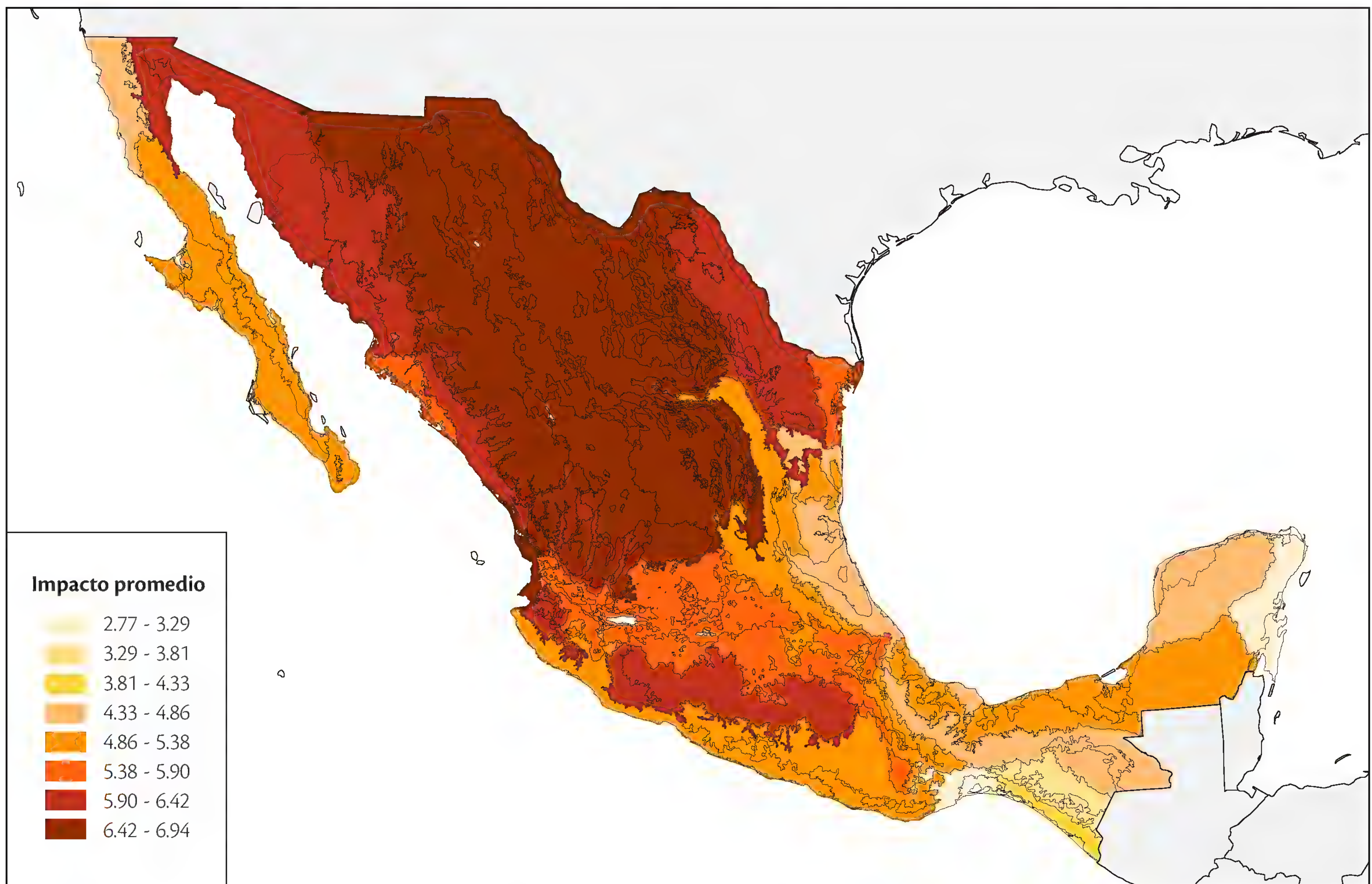


Figura 3.7 Impacto esperado del cambio climático global sobre las ecorregiones de México durante el periodo 2040-2069. Los valores reportados son el promedio de escalas relativizadas (1 a 10, de menor a mayor impacto) de los cambios esperados en precipitación y temperatura que se muestran en la figura 3.6.

cambio climático paisajístico [*e.g.*, HadCM2], que identifican áreas de distribución potencial de la especie después del modelado de los cambios ambientales.[1] Uno de los primeros ejemplos desarrollados en México incluyó la predicción del efecto del cambio climático sobre especies de mamíferos, aves y algunas familias de mariposas; los resultados muestran que solo una proporción baja de especies (~3%) podría extinguirse, aunque una proporción alta de ellas (>40%) sufrirá desplazamientos importantes en su distribución potencial, como en el Altiplano Mexicano, aunque se ha propuesto que aun especies de zonas montañosas son susceptibles al efecto del cambio climático (Peterson *et al.* 2002; Martínez-Meyer 2005; Parra-Olea *et al.* 2005). Esto implicaría cambios importantes en estas comunidades faunísticas, con obvios efectos sobre otras comunidades de flora y fauna (Peterson *et al.* 2002).

El segundo enfoque considera que el cambio climático afecta la estructura, función y distribución geográfica de los ecosistemas terrestres (Melillo *et al.* 1996). Proyecciones actuales de la respuesta de ecosistemas a dichos cambios indican expansiones potenciales acentuadas de los bosques tropicales y de 50 a 90 por ciento de desplazamiento de los biomas extratropicales, lo que tendría un impacto esperado significativo sobre la estructura y función de dichos ecosistemas (Neilson *et al.* 1992, 1998). Sería interesante investigar el efecto del cambio climático sobre la interacción de especies, como una aproximación que vincule los enfoques generales: efecto del cambio climático en especies individuales y en ecosistemas terrestres (Peterson *et al.* 2005), así como integrar el impacto de la deforestación sobre la distribución de especies (Sánchez-Cordero *et al.* 2005). Sin duda, el cambio climático y la deforestación son factores que seguirán impactando simultáneamente la distribución de la diversidad biológica.

---

1 <*http://ipcc-ddc.cru.uea.ac.uk/cru–data/examine/HadCM2–info.html*>; Data Distribution Centre (DDC) of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC); <*http://ipcc-ddc.cru.uea.ac.uk/index.html*>.

usando funciones de probabilidad y que utilicen mapas más detallados, tanto climatológicos, como de uso de suelo y vegetación, para reducir la incertidumbre en las proyecciones de impactos de perturbaciones climáticas sobre la biodiversidad de México. Hay muchas otras sinergias que ocurren a escalas temporales y espaciales más pequeñas que no fue posible detectar y analizar, pero que también son muy importantes para la conservación de la biodiversidad en México. En particular, existen relaciones fuertes entre los huracanes y las inundaciones debido a las lluvias torrenciales que producen estos eventos hidrometeorológicos. Asimismo, los vientos fuertes y las lluvias intensas pueden provocar la caída de una cantidad considerable de árboles, los cuales sirven como fuente importante de combustibles que aumentan el riesgo de incendios forestales en años subsecuentes (López-Portillo *et al.* 1990). Otros eventos muy importantes para las ecorregiones de México son los ciclos multianuales de El Niño y La Niña, causados por el calentamiento de las aguas superficiales del Océano Pacífico y sus impactos sobre los vientos marítimos que llevan la humedad a zonas terrestres (Kogan 2000; Larkin y Harrison 2002; Semarnat-INE 2006). La combinación de años con mucho calor y poca lluvia, seguidos por condiciones opuestas han afectado muchas ecorregiones de México mediante la combinación de aumentos de incendios forestales y sequías en un año e inundaciones y deslaves en años siguientes (Van der Werf *et al.* 2004; Semarnat-INE 2006; Magrin *et al.* 2007) (recuadro 3.3). Finalmente, es importante resaltar el impacto de la deforestación y transformación del paisaje en los ecosistemas que comprenden las ecorregiones de México, como otro tipo de perturbación antropogénica que está afectando a estas regiones y a la conservación de la biodiversidad [67% del país ha sido transformado para fines productivos o se encuentra en un estado degradado debido a la explotación no sostenible de recursos naturales (Palacio-Prieto *et al.* 2000)]. Se requieren, de manera urgente, estudios que exploren las posibles interacciones entre la reconversión de los ecosistemas del país y los umbrales en su capacidad de resistencia y resiliencia frente a las diferentes perturbaciones analizadas en este capítulo (Fahrig 2003; Folke *et al.* 2004; Groffman *et al.* 2006).

Recuadro 3.6 Cambio climático y biodiversidad: avances y retos en México

Víctor Magaña Rueda • Leticia Gómez Mendoza

Se considera que el cambio climático es la principal amenaza ambiental del presente siglo. El Cuarto Informe de Evaluación del Cambio Climático del Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC) indica que el efecto de las actividades antrópicas en las últimas tres décadas ha influido en los sistemas biológicos y que, a escalas regionales, el cambio de uso de suelo, la contaminación y las especies invasoras son amenazas que se añaden a la del cambio climático (IPCC 2007). Por otra parte, el Millennium Ecosystem Assessment (MA 2005) indica que el cambio climático está entre las causas más importantes de pérdida de la biodiversidad.

Los primeros estudios sobre los efectos del cambio climático en los ecosistemas están relacionados con movimientos altitudinales de especies, ampliación y extinción de los ecosistemas y cambios en los patrones fenológicos de las especies. Sin embargo, aún existe incertidumbre del efecto conjunto de los cambios de temperatura y la precipitación sobre la vegetación (IPCC 2007). Se desconoce cuáles son los valores críticos de condiciones extremas de tiempo y clima que pueden rebasar la resistencia y resiliencia de los ecosistemas mexicanos, aunque en varias partes del mundo ya se tienen estimaciones para algunos de ellos (Carpenter y Lathrop 2007). El manejo de ecosistemas basado en la resiliencia es una aproximación novedosa para la cual es necesario incluir nuevas métricas sobre los procesos y dinámica de los ecosistemas. La resiliencia se define como la capacidad de un ecosistema para enfrentar perturbaciones naturales como tormentas, fuego y contaminación, sin cambiar su estado actual. Si la resiliencia es sobrepasada, el sistema se vuelve vulnerable a los efectos de una perturbación (por ejemplo, cambio climático), lo cual limita su capacidad para generar servicios ambientales. Por ello, el mantenimiento de la resiliencia está directamente relacionado con el desarrollo sustentable. Un aspecto central de esta problemática es la generación de escenarios futuros ante el cambio climático.

Escenarios de cambio climático

Estos escenarios, como cualquier proyección del clima, requieren un tratamiento en términos probabilísticos. Por la sensibilidad de los modelos a la condición inicial, solo se

generan proyecciones considerando que responden a una condición de frontera. Una condición de frontera en un modelo climático es aquella que persiste por un tiempo largo, comparado con el de la proyección, y que hace que el clima se encuentre con mayor frecuencia alrededor de una condición dada. Así, por ejemplo, las anomalías de la superficie del mar, como las asociadas a El Niño, hacen que el verano en México con más frecuencia tenga déficit de precipitación. El aumento en la concentración de gases de efecto invernadero (GEI) constituye una condición de frontera que hace que el clima tienda a condiciones más calurosas. Adicionalmente, los diversos parámetros de procesos de mesoescala en los modelos con los que se proyecta el clima hacen necesario comparar diversos modelos con el fin de ampliar el rango de posibilidades de escenarios. Debe recordarse que a diferencia de los pronósticos estacionales, en materia de cambio climático se trabaja con escenarios, pues la condición del clima futuro dependerá de las emisiones de GEI. En su Cuarto Informe de Evaluación del Cambio Climático, el IPCC presentó escenarios del clima por regiones utilizando más de 20 modelos para diversos escenarios de emisiones de GEI, y con al menos tres experimentos numéricos que parten de condiciones iniciales ligeramente diferentes por modelos. Bajo tal condición, el IPCC construyó escenarios probables diseñados para la gestión de riesgo ante el cambio climático. Sin embargo, la resolución de los modelos utilizados es relativamente baja como para hacer análisis de impactos a escala de decenas de kilómetros. El reto en años recientes ha sido, por tanto, regionalizar o reducir la escala espacial de las proyecciones mediante técnicas estadísticas o modelos dinámicos de mesoescala (Zermeño 2008).

Los escenarios regionalizados de cambio climático para finales del presente siglo indican que los cambios de temperatura en nuestro país serán de entre 2 y 4 °C, con regiones donde tales cambios podrían ser de gran relevancia para los ecosistemas (Fig. 1). Específicamente, en un escenario de altas emisiones de GEI (A2) (IPCC 2000), el noroeste de México podría experimentar incrementos del orden de 3.5 °C ± 1.7 °C, mientras que hacia el sur los aumentos serán menores. Esto no implica que menos magnitud de cambio en la temperatura sea una amenaza menor. Los cambios proyectados para la década 2020-2030 en el sur y sureste de México tienen altas probabilidades de rebasar la magnitud de la variabilidad interanual de la temperatura de décadas recientes. En este sentido, los ecosistemas experimentarán, en el futuro cercano, un estrés térmico mayor al conocido hasta ahora. Evidentemente, ante escenarios de menores emisiones de GEI, la magnitud de los incrementos de temperatura proyectados es menor y el plazo en el que se pueden dar cambios peligrosos se extiende.

Con base en la incertidumbre asociada a los escenarios de emisiones y calentamiento, los cambios a escala país pudieran ser, en un escenario de emisiones bajas (B2), de entre 2 y 3 °C en las áreas más afectadas, pero de hasta 5 °C en algunas regiones en un escenario de emisiones altas (A2). Evidentemente, a mayor dispersión en las proyecciones, se genera más incertidumbre por las diferencias entre modelos climáticos.

Con respecto a la precipitación (Fig. 2), la mayor parte de los escenarios (dos de cada tres aproximadamente) indican que la precipitación anual en México disminuirá, aunque hay escenarios que apuntan a regiones de México con mayor precipitación (IPCC 2007). Sin embargo, la magnitud de cambio de precipitación es menor a la variabilidad interanual, de menos de 15% respecto del valor medio actual hacia finales del siglo XXI. Es claro que la magnitud absoluta de los cambios en la precipitación es mayor en las regiones donde más llueve. En términos porcentuales, los mayores cambios se experimentarán en regiones semiáridas del norte del país, llevando a más estrés hídrico en la región.

La combinación de mayores temperaturas y menores precipitaciones corresponde a escenarios de menos disponibilidad de agua y menor humedad en el suelo, así como menores escurrimientos e infiltraciones y más evapotranspiración (Semarnat-INE 2006). Aunque dicha condición es más probable, se reconoce que existen elementos de la dinámica del clima en la región tropical de América que no están representados en los modelos climáticos de baja resolución. Quizá el más importante, y que constituye una fuente de incertidumbre adicional, es la actividad e intensidad de los ciclones tropicales, así como las trayectorias que puedan seguir.

Los aumentos de temperatura mayores a 1 °C, combinados con disminuciones en precipitación, generan estrés hídrico en la vegetación al reducirse la humedad del suelo. El estrés hídrico en la vegetación alcanza valores altos, aunque en varios casos las lluvias después del periodo seco disminuyen tal condición y llevan a la vegetación a una situación normal, lo que sugiere una alta resiliencia. Sin embargo, todavía no están claros los límites de dicha resiliencia en diversos ecosistemas, por lo que no se sabe bajo qué magnitud de cambio climático el daño será irreversible.

En un escenario de alto estrés hídrico, las actividades humanas pondrán en alto riesgo a muchos ecosistemas. Por ejemplo, los escenarios indican que los meses de primavera serán cuando se presenten más condiciones cálidas y secas, y que combinadas con prácticas de roza, tumba y quema agrícola resulta con frecuencia en incendios forestales. Si se considera que, además, los huracanes serán más intensos y

Recuadro 3.6 [*continúa*]

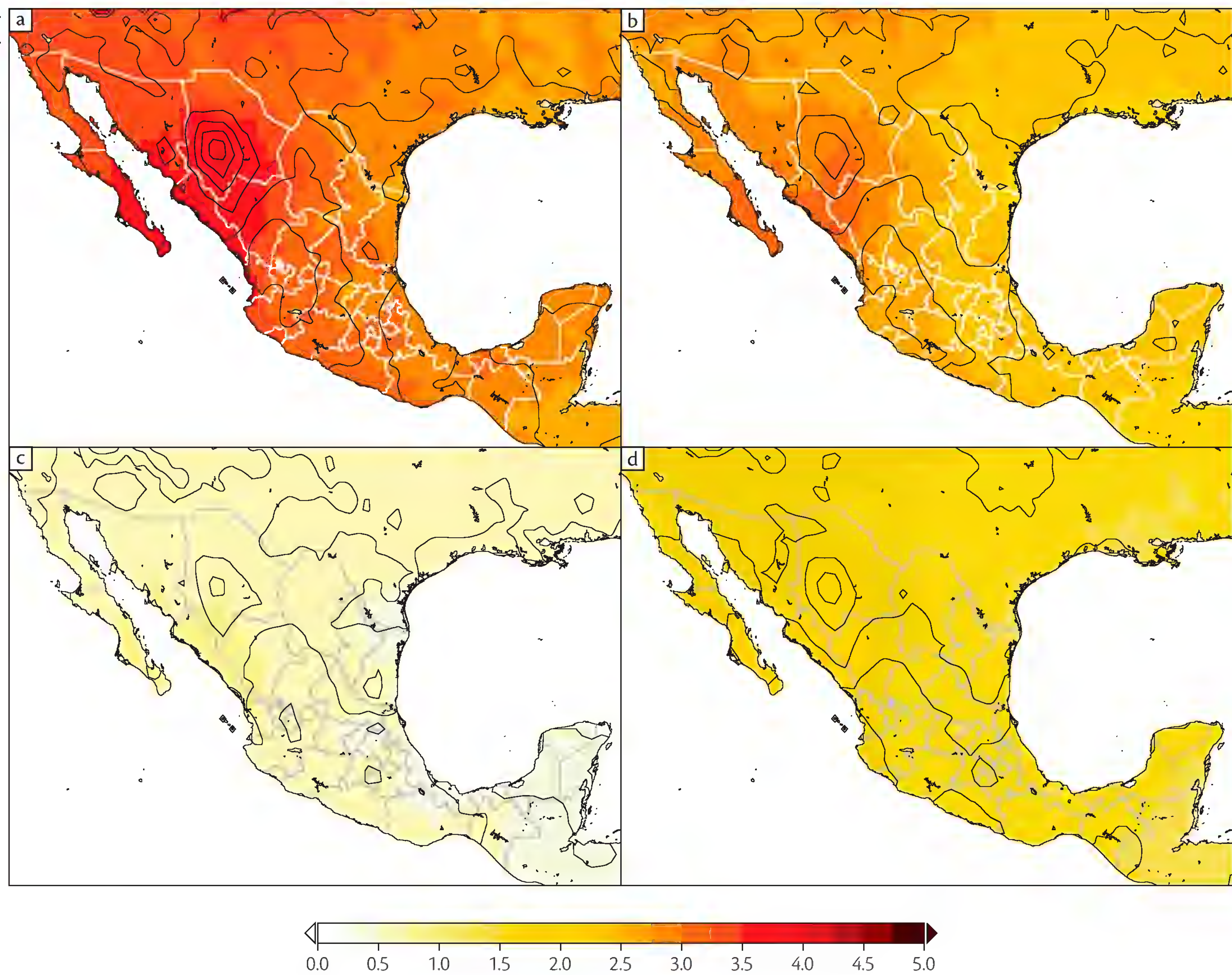


Figura 1 Promedio y dispersión de anomalías entre proyecciones con diversos modelos de escenarios de cambios en la temperatura media anual de superficie (°C)para el periodo 2080-2099, respecto del periodo 1970-1999, en cuatro escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero: ***(a)*** A2; ***(b)*** A1B; ***(c)*** B2, y ***(d)*** Committed. Nota: para el cálculo del valor promedio y dispersión proyectados (ensamble) se utilizaron alrededor de 20 modelos con al menos dos experimentos cada uno (Zermeño 2008).

pueden derribar árboles en grandes zonas de bosque, la primavera tendrá mucho material combustible. Esta parece ser la tendencia en el sur de México.

Finalmente, es necesario decir que los escenarios de cambio de clima deben contemplar la probabilidad de variación en intensidad y frecuencia de los eventos hidrometeorológicos extremos, como tormentas y huracanes, ondas de calor o de frío, o periodos de sequía severos y prolongados. La tendencia a eventos extremos más intensos en casi todo el país se comienza a documentar (Aguilar *et al.* 2005) y en algunos casos, incluso, se menciona como parte de la causa de desastres recientes (Landa *et al.* 2008).

Indicadores de la vulnerabilidad ante el cambio climático

En México todavía se conoce muy poco acerca de las repercusiones del cambio climático en la distribución de

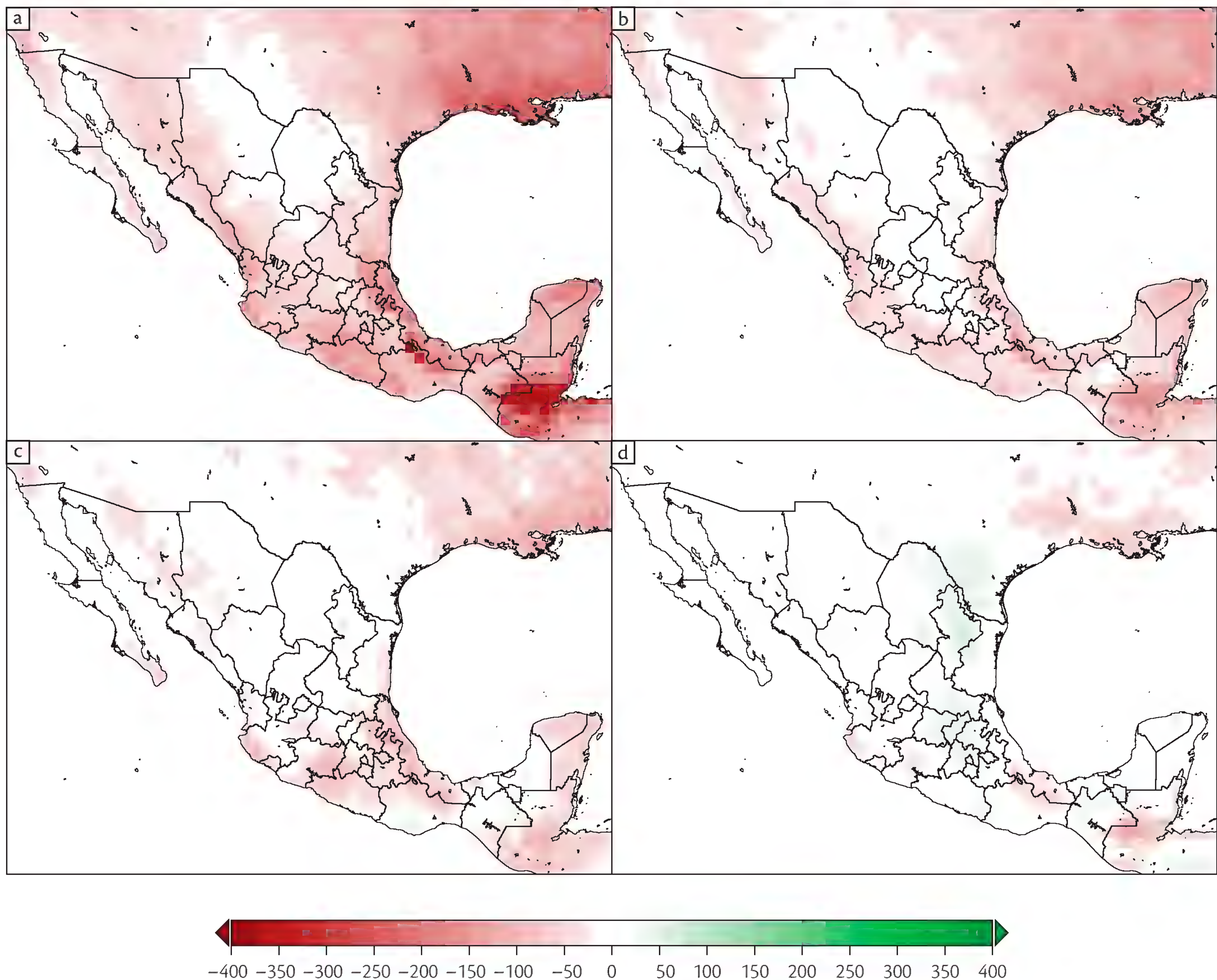


Figura 2 Promedio y dispersión de anomalías entre proyecciones con diversos modelos de escenarios de cambios en la precipitación acumulada anual (mm) para el periodo 2080-2099, respecto al periodo 1970-1999, en cuatro escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero: ***(a)*** A2; ***(b)*** A1B; ***(c)*** B2, y ***(d)*** Committed. Nota: para el cálculo del valor promedio y dispersión proyectados (ensamble) se utilizaron alrededor de 20 modelos con al menos dos experimentos cada uno (Zermeño 2008).

especies y la composición de las comunidades vegetales en su conjunto (O'Brian y Liverman 1996; Villers y Trejo 1998; cuadro 1). Algunos autores apuntan una pérdida de 35% de las selvas y una disminución de 18% de los bosques templados en México hacia mediados del presente siglo (Semarnat-INE 2006). Dichas aproximaciones son valiosas, ya que evalúan los posibles efectos del cambio climático a escala nacional y en muchos tipos de vegetación. Sin embargo, aún es necesario identificar las consecuencias del cambio climático a una escala geográfica regional y local. La estimación del efecto del cambio climático a distintas escalas puede contribuir a identificar la vulnerabilidad de los tipos de vegetación, de la diversidad de especies o, incluso, la diversidad genética (Conabio 2006). Para lograr esto, la aplicación de los escenarios de cambio climático regionales explicados antes resultan imprescindibles.

Identificar la vulnerabilidad de los componentes de la biodiversidad no es tarea fácil, ya que las especies y los ecosistemas tienen cierta capacidad para adaptarse a los cambios naturales del clima. Sin embargo, aún se desconoce si la capacidad de dispersión de plantas y animales puede superar la velocidad con la que el clima cambiará en los

Recuadro 3.6 [*continúa*]

Cuadro 1 Algunos estudios sobre el efecto del cambio climático en la biodiversidad en México

Región, especie o ecosistemas	Posibles efectos del cambio climático	Modelos biológicos y escenarios climáticos
Predicción de áreas de distribución de 20 especies de Cactaceae en el área natural protegida de Tehuacán-Cuicatlán (Téllez y Dávila 2003).	Cada escenario implica diferente distribución potencial; en casi todos ellos se indica una reducción drástica del área de distribución o bien la extinción. En otros casos el área de distribución puede disminuir solo en los bordes del área natural protegida.	Bioclim como modelo de distribución con base en datos interpolados de estaciones climatológicas de la zona, y se aplicó un modelo de sensibilidad con valores de cambio en la temperatura y precipitación considerando 1 o 2 °C de aumento en la temperatura y −10 y −15% de precipitación.
Cambios en la distribución de especies arbóreas que habitan regiones montañosas de Chiapas (Golicher *et al*. 2008).	Se identificaron dos grupos de especies asociadas con climas húmedos y fríos altamente amenazadas por el cambio climático y efectos antropogénicos. Los efectos son drásticos aun considerando escenarios de bajas emisiones de gases de efecto invernadero que provocan cambios en la composición de los bosques nublados en los siguientes 50 años.	HadCM3, GCM, ECHAM4 y CGCM2. Se realizó un escalamiento de la temperatura de la zona considerando las capas de información climática de WorldClim y se aplicó un cambio de −20% en la precipitación.
Se identificaron los posibles cambios en la distribución de 34 especies de encinos (*Quercus*) y pinos (*Pinus*) como efecto del cambio climático (Gómez y Arriaga 2007).	Las áreas de la distribución geográfica de encinos y pinos ha decrecido entre 7-48% y 0.2-64%, respectivamente. Las especies más vulnerables de pino son *Pinus rudis*, *P. chihuahuana*, *P. oocarpa* y *P. culminicola*, y las especies más vulnerables de encino son *Quercus crispipilis*, *Q. peduncularis*, *Q. acutifolia* y *Q. sideroxyla*.	Modelo regional para México a partir del HadCM2 al año 2050 con datos climáticos locales y se utilizó GARP (Genetic Algorithm for Rule-set Prediction) como modelo de distribución de nicho.
Efectos del cambio climático en la distribución de la familia Cracidae (aves) en México. El estudio consideró la posibilidad de que las especies se dispersaran (Peterson *et al*. 2001).	Los resultados destacan la necesidad de análisis detallados e individuales por especies. Especies endémicas de la familia Cracidae verán disminuida drásticamente su distribución en México, mientras que algunas especies verán modestamente favorecida su distribución.	HadCM2 como modelo climático y GARP para evaluar la distribución espacial de la familia en México.
Modeló los nichos ecológicos de 1 870 especies en México (Peterson *et al*. 2001).	De las especies analizadas pocas están en riesgo de extinción; más de 40% podrían cambiar ligeramente su distribución o aumentarla, lo que sugiere que podrían observarse severas alteraciones ecológicas en el futuro.	HadCM2 y GARP
Cambios en los tipos de vegetación de México con dos modelos de circulación general para 2020 y 2050 (Semarnat-INE 2006).	Los tipos de vegetación más vulnerable serán los pastizales naturales, los matorrales xerófilos y los bosques de encino.	GFDL y HadCM2.
Distribución de 40 especies endémicas de vertebrados en México (Semarnat-INE 2006).	La región del Altiplano y el norte de México mostraron la mayor área de reducción con escenarios de cambio climático.	GARP y modelo climático CGCM2 con escenarios a los años 2020, 2050 y 2080.
Efectos del cambio climático en la distribución de dos especies de salamandras pletodóntidas: *Pseudoerycea cephalica* y *P. leprosa* (Parra *et al*. 2005).	El cambio climático puede representar un riesgo adicional para ambas especies, pero aún más dramático en el caso de *P. leprosa*. Para el año 2050, esta especie perderá alrededor de 75% de su área de distribución, y si consideramos la deforestación, la proyección es todavía más desoladora.	GARP y HadCM2 para 2050, considerando una dispersión moderada de las especies.

Cuadro 1 [*concluye*]

Región, especie o ecosistemas	Posibles efectos del cambio climático	Modelos biológicos y escenarios climáticos
Evaluación de las variaciones genéticas de poblaciones de *Pinus oocarpa* mediante gradientes altitudinales en los bosque subtropicales de Michoacán y el efecto de la sustitución de cultivos de aguacate y cambio climático (Sáenz *et al.* 2006).	Se recomienda elaborar guías de restauración y cultivos de aguacate basados en la delimitación de dispersión de semillas lejanas en 200 m.	Se evaluó la variación genética en relación con la normal climática actual y con las proyecciones para 2030, 2060 y 2090, con base en el modelo HadCM3 y GCCM2.

próximos años. Se sabe que los ecosistemas han respondido a los cambios en el clima en el pasado, pues estos se han dado en escalas temporales de miles o millones de años. Todavía es incierto en qué forma reaccionarán los ecosistemas a cambios rápidos en el clima, ya que no se tienen precedentes en los últimos 10 000 años (Salinger 2005). Adicionalmente, se debe considerar que la migración de las plantas, para encontrar las condiciones óptimas para su desarrollo, dependerá del grado de deforestación y fragmentación de los sistemas naturales, de las barreras físicas (ríos montañas, carreteras y ciudades) y de la competencia entre especies (Maslin 2004; Salinger 2005). En muchas partes del mundo se estudian los posibles efectos del calentamiento global sobre las especies, y aunque algunas (como las malezas e insectos) presentan alta capacidad de dispersión, muchas no podrán sobrevivir ya que solo habitan en lugares montañosos con alta fragmentación de su hábitat (Foster 2001) Por otra parte, es necesario conocer la capacidad adaptativa a cambios ambientales de comunidades y especies a lo largo de varios años y estudios de este corte apenas comienzan en nuestro país (Red MEX-LTER 2008).

A escala mundial, la evaluación de la vulnerabilidad de los ecosistemas al cambio climático se realiza desde diferentes perspectivas. Por ejemplo, los modelos de simulación a escala regional y local aplican de manera experimental incrementos de CO_2, cambios en la humedad y en la concentración de nutrientes del suelo. También existen los estudios sobre los efectos fenológicos y fisiológicos que analizan los cambios en las fases de crecimiento, desarrollo y funcionamiento. Las simulaciones regionales evalúan la biomasa, composición, riqueza, sucesión y cambios en el uso de suelo. Por otra parte, la dendrocronología investiga los cambios en el grosor de anillos de troncos de especies leñosas y su relación con la variabilidad climática de baja frecuencia. Finalmente, los estudios basados en la percepción remota utilizan indicadores de la salud de la vegetación como el Índice Normalizado de la Vegetación (NDVI), para identificar el efecto de la variabilidad climática en la fenología vegetal (Jobbágy *et al.* 2002; Prasad *et al.* 2005). En cada caso, el elemento clima está presente pero no se ha representado con el detalle espacial o temporal que permita llegar a conclusiones sobre valores o umbrales críticos en los cuales un ecosistema puede verse amenazado.

Importancia de los estudios de cambio climático a escala regional

Una aproximación de la vulnerabilidad de los ecosistemas regionales en México es la caracterización del cambio en la época de crecimiento de sus comunidades, la cual está relacionada con la variabilidad anual e interanual del clima (Salinas-Zavala *et al.* 2002; Gómez-Mendoza *et al.* 2008). Estos análisis permiten identificar el grado de resiliencia de las comunidades vegetales ante eventos extremos de sequías o lluvias intensas. Con ello es posible identificar especies y ecosistemas con menor capacidad de adaptación y, por tanto, más vulnerables. Para desarrollar estos análisis se pueden aprovechar los avances en materia de percepción remota. Una aproximación muy utilizada dentro de la literatura sobre fisiología y cambio climático es la de los grupos funcionales que caracterizan especies cuyas estrategias adaptativas ante una perturbación son similares (Steffen y Cramer 1997). De esta manera se identifican los grupos funcionales más vulnerables a cambios en el clima y aquellos que de acuerdo con sus mecanismos de adaptación son menos vulnerables.

Tanto en la Primera como en la Tercera Comunicación Nacional de México sobre el Cambio Climático (Semarnat 2001; Semarnat-INE 2006), se ha trabajado con modelos que evalúan el impacto del cambio climático en la distribución de los tipos de vegetación o de especies de importancia ecológica (Peterson *et al.* 2002; Dávila y Téllez 2003; Soberón y Peterson 2005; Semarnat-INE 2006; Gómez y Arriaga 2007). Los resultados de estos estudios apuntan a una disminución significativa de la distribución potencial de las especies, sobre todo de aquellas que se encuentran dentro de alguna categoría de protección.

Recuadro 3.6 [*concluye*]

Dichas evaluaciones integran los llamados modelos de hábitat, basados en datos de presencia-ausencia para los cuales existen diversos algoritmos (GARP, Floramap, Bioclim, Anuclim, Climdex, Domain, Bayesian, Maxent). A estos modelos se aplican las condiciones biofísicas que hacen posible la presencia de cierta especie en escenarios de cambio climático. La desventaja de tales modelos es que solo consideran un escenario de cambio climático, lo cual deja fuera la incertidumbre relacionada con los propios escenarios y con la variedad de modelos usados, limitando así una aproximación real a la adaptación y la gestión del riesgo para el monitoreo y protección de los ecosistemas. Considerando las recomendaciones del IPCC, es importante que en México se hagan estudios que lleven a escenarios probabilísticos, como los que se asocian a los "ensambles" construidos con modelos del clima.

Los modelos de distribución potencial son un buen comienzo para determinar modelos simples de la envolvente bioclimática de las especies (factores y componentes del clima) que tienen un papel importante en la distribución actual y en la dinámica de los cambios de distribución de una especie (Pearson y Dawson 2003), y son una buena base para quienes toman decisiones ya que identifican de manera rápida las regiones amenazadas por el cambio climático. Una aproximación más realista de la distribución de las especies debe considerar las relaciones complejas entre los factores que afectan la distribución, por ejemplo, la capacidad de dispersión en ecosistemas fragmentados y la interacción de especies, para lo cual se requieren modelos jerárquicos que resuelvan tanto el clima como la biodiversidad a diversas escalas.

Perspectivas y retos

Es necesario dirigir la investigación hacia *a*] estrategias de conservación del hábitat considerando el cambio climático; *b*] definir cuáles son las especies más vulnerables de manera que se propongan estrategias de conservación *in situ* y *ex situ*, y *c*] estudios fisiológicos y de comunidades en relación con su tolerancia al estrés hídrico y térmico que lleven a estimar los valores de umbral de riesgo ante el cambio climático. Por otra parte, se requiere un análisis detallado del efecto del cambio de uso de suelo en el clima. Se sabe que la deforestación es una de las causas del incremento de los gases de efecto invernadero, principalmente de CO_2 y metano. Sin embargo, en México se conoce poco acerca de la influencia de estas alteraciones en el albedo, la humedad del suelo y la rugosidad sobre el clima regional.

Entre las recomendaciones de publicaciones y de organismos internacionales, como el Convenio sobre la Diversidad Biológica se mencionan: mecanismos de conservación de los ecosistemas nativos, restauración de hábitats, implementación de corredores biológicos que garanticen la migración de especies, reducir la fragmentación de los ecosistemas, acciones para incrementar la resiliencia en las áreas naturales protegidas, uso de zonas agroforestales que conecten corredores naturales, conservación de zonas ecotonales y protección de especies y grupos funcionales clave, así como el estudio de los cambios de los regímenes de perturbación (tormentas, incendios, sequías, plagas) para entender y predecir cambios rápidos en los ecosistemas y su estabilidad. Un ejemplo parcial de actividades para cubrir varios de estos elementos es el Programa del Corredor Biológico Mesoamericano, coordinado por la Conabio.

En México ya se han comenzado algunos trabajos en materia de adaptación al cambio climático, y algunos estudios piloto (Magaña y Neri 2007) parten de una estrategia de manejo participativo de quienes toman decisiones, tal como se hizo en el sector forestal del estado de Tlaxcala. Allí los dueños de predios forestales, los técnicos, los prestadores de servicios, las instituciones municipales y los representantes de las secretarías del ambiente llegaron a la conclusión de que las estrategias de adaptación al cambio climático deben incluir la conservación de áreas protegidas, la restauración de las zonas deforestadas, incendiadas y de los parques nacionales deteriorados.

En el ámbito gubernamental, la Estrategia Nacional de Cambio Climático (Semarnat 2007), enumera las acciones que se deben llevar a cabo en materia de mitigación y adaptación. En el capítulo "Vegetación y uso del suelo" se mencionan las medidas concretas en el tema de emisiones de gases de efecto invernadero y oportunidades de mitigación, así como los que se relacionan con biodiversidad y servicios ambientales, donde se mencionan las siguientes líneas de acción y de investigación:

a] Sistematización de información sobre afectaciones del cambio climático a los ecosistemas y sus componentes.
b] Vulnerabilidad de los ecosistemas al cambio climático.
c] Análisis de la capacidad de respuesta y adaptación de especies clave para el funcionamiento de los ecosistemas.
d] Análisis de los daños y el comportamiento de especies invasoras.
e] Funcionamiento de corredores biológicos y nuevas delimitaciones.

3.3 Conclusiones y recomendaciones

Perturbaciones como sequías, incendios forestales, huracanes e inundaciones son parte integral de la dinámica de los ecosistemas y factores de selección natural que forman parte del ambiente en el cual han evolucionado las especies. Sin embargo, en un contexto de transformaciones del paisaje, las alteraciones antropogénicas de los regímenes naturales o históricos de perturbación, el deterioro ambiental y el cambio climático traen consigo consecuencias que pueden ser negativas para la conservación de la biodiversidad, así como para la resistencia y resiliencia de los ecosistemas. Aunado a esto, las poblaciones humanas están cada vez más expuestas a los desastres naturales, al mismo tiempo que se reduce la capacidad de los ecosistemas para mitigar sus efectos.

Si bien los desastres son resultado de fenómenos naturales cuya frecuencia y magnitud están aumentando debido al cambio climático (Magrin *et al.* 2007), la creciente exposición de las poblaciones humanas a sus efectos es consecuencia en gran medida de factores sociales (factores causales indirectos; véase el capítulo 1 de este volumen), entre otros, el crecimiento demográfico, la pobreza y la marginación, la expansión desordenada de los asentamientos humanos, el deterioro ambiental causado por el impacto del hombre en el paisaje y los patrones de ocupación del territorio y uso del suelo. Considerando estas condiciones, es recomendable la aplicación de instrumentos como el ordenamiento ecológico del territorio, tomando en cuenta la prevención de los riesgos de desastre y la conservación de ecosistemas que desempeñan un papel fundamental para mitigar los efectos de fenómenos naturales que dan origen a estos eventos catastróficos, como es el caso, por ejemplo, de los bosques protectores de las cabeceras de cuencas, los humedales y la vegetación ribereña y costera, y los arrecifes coralinos. En este sentido es indispensable fomentar el reconocimiento social, la cuantificación y la valoración de las funciones de los ecosistemas y la biodiversidad en la generación de servicios ecosistémicos (véase el capítulo 4 de este volumen) que ayuden a reducir el impacto de los desastres. Asimismo, es urgente modificar las leyes y las políticas ambientales de México, a fin de que se reconozca que es importante mantener los ecosistemas del país y que se tomen medidas para minimizar las actividades antropogénicas que actúan de manera sinérgica con ellos y que pueden aumentar el riesgo de desastres en el futuro.

Los resultados de este trabajo enfatizan el hecho de que el territorio mexicano está expuesto a una alta incidencia de sequías, incendios forestales, huracanes e inundaciones. Más de un tercio del territorio nacional (35.4%) está expuesto a sequías fuertes (niveles 5 y 6 de acuerdo con nuestra clasificación), mientras que 64.4% sufre sequías de intensidad media (niveles 3 y 4). Considerando la severidad de las sequías y su variabilidad, las ecorregiones del noroeste del país (Península de Baja California, Sierra Madre Occidental y Desierto Chihuahuense) parecen ser las más afectadas por la influencia de dicho factor. Debido a que existe una alta probabilidad de que este tipo de perturbación aumente en el futuro por el cambio climático, elaborar estrategias de reducción y adaptación al mismo deben ser consideradas una cuestión de alta prioridad nacional, particularmente en los casos de conservación de hábitats naturales, manejo de sistemas productivos y gestión de los recursos hídricos en un país cuya superficie está dominada por zonas áridas y semiáridas y, por tanto, amenazada por procesos de desertificación (Semarnat-INE 2006).

Los incendios forestales son uno de los factores de perturbación más extendidos en el territorio mexicano, y tienen la particularidad de que se pueden originar por causas naturales, pero en la mayoría de los casos son antropogénicos, lo que implica que, en principio, pueden ser controlados. Ecosistemas como los bosques de pino y encino, y los pastizales, característicos de las ecorregiones montañosas y las zonas semiáridas, son resistentes y resilientes al fuego, factor que ha formado parte de su dinámica. Históricamente, en estos ecosistemas los incendios han sido frecuentes, pero de baja severidad. Sin embargo, en algunas áreas los regímenes históricos de incendios han sido alterados por la supresión del fuego que, paradójicamente, aumenta el peligro de incendios severos por la acumulación de combustibles. En contraste, los resultados presentados en este capítulo resaltan el hecho de que es en las ecorregiones con ecosistemas sensibles al fuego, como las selvas tropicales húmedas o los bosques mesófilos de montaña, e incluso los humedales, donde recientemente se presenta, de manera proporcional, una mayor incidencia de fuegos. Esto puede explicarse por diversos factores: el cambio climático, una mayor fragmentación de dichos ecosistemas y el aumento de los efectos de borde (Wuethrich 2000), un incremento de las fuentes de ignición antropogénicas y efectos sinérgicos de eventos de sequía (asociados, por ejemplo, a los ciclos de El Niño) o de huracanes que producen acumulación de materiales combustibles. Esta situación implica la necesidad de desarrollar y poner en práctica estrategias de manejo del fuego basadas en un mejor conoci-

miento de los efectos ecológicos de los incendios en la composición, estructura y dinámica de los ecosistemas. Estas estrategias implican una combinación de medidas que van desde el control de las fuentes de ignición (como las quemas agrícolas) y la supresión de los incendios mediante la prevención y combate, especialmente en ecosistemas sensibles al fuego, hasta la aplicación de quemas prescritas y otros tratamientos de combustibles en ecosistemas donde existen evidencias de un régimen de perturbación por fuego como parte de su dinámica. Aunado a esto, se deben incluir mecanismos de pronóstico climático o alertas de sequías para ecosistemas.

El impacto de los huracanes afecta principalmente a las ecorregiones costeras, cuyos ecosistemas naturales (manglares, humedales, arrecifes coralinos, bosques y selvas) juegan un papel muy importante en la mitigación de los efectos de estos fenómenos hidrometeorológicos. Entre los efectos probables del cambio climático, se espera una mayor frecuencia e intensidad de los huracanes y un aumento en el nivel del mar, retos difíciles de superar en los ecosistemas costeros, sobre todo en un país como México, dominado por sierras costeras o paisajes transformados significativamente, que impedirán la migración futura de la biota (Hinrichsen 2000; Emanuel 2005). Por eso, y tomando en cuenta los profundos daños socioeconómicos de estos eventos hidrometeorológicos, el ordenamiento territorial, las estrategias de prevención de desastres y la reducción de la vulnerabilidad de las poblaciones humanas, así como la conservación de los ecosistemas por sus funciones protectoras son medidas necesarias y urgentes que no deben ser aplazadas debido a los intereses económicos de corto plazo.

A pesar de la importancia de las inundaciones, la información disponible limitó la posibilidad de llevar a cabo un análisis por ecorregiones. Es necesario conocer mejor la función de los bosques, selvas y humedales, así como otros ecosistemas naturales o transformados en la regulación del ciclo hidrológico y la protección de las cabeceras de cuencas. Asimismo, hay que entender mejor el papel de los ciclos de inundación en la dinámica y conservación de la biodiversidad de ecosistemas fluviales y lacustres, humedales y llanuras de inundación. También es importante considerar el impacto de las formas de uso del suelo, los sistemas de producción y manejo de los recursos naturales, y los patrones socioeconómicos de asentamiento humano y ocupación del territorio, y los intentos de canalización de los ríos en cuanto al aumento de la vulnerabilidad de los ecosistemas y las poblaciones humanas a los efectos de las inundaciones.

Los fenómenos hidrometeorológicos y los incendios forestales presentan interacciones sinérgicas y son sensibles a los efectos del cambio climático, con consecuencias importantes para la conservación de los ecosistemas y la biodiversidad, así como para el bienestar socioeconómico en México. Tales efectos sinérgicos pueden ser más críticos en el futuro, y aún no se entienden claramente. Así, es importante resaltar la necesidad de fomentar la investigación científica que proporcione mayor conocimiento de los efectos ecológicos y sociales de las perturbaciones y los desastres, como base para desarrollar y poner en práctica medidas adecuadas de conservación de la biodiversidad y los ecosistemas, un manejo sostenible de los recursos naturales y mejorar las condiciones de vida de las poblaciones humanas, previniendo los desastres y desarrollando estrategias de mitigación y adaptación frente al cambio climático. Otro aspecto que también es necesario mejorar son los sistemas de información sobre fenómenos hidrometeorológicos e incendios, para superar las limitaciones y deficiencias que obstaculizan la planificación y la toma de decisiones.

Notas

1 Aquí usamos el término perturbación como sinónimo de *disturbance* en la acepción de Pickett y White, por ser de uso corriente en la literatura ecológica en español, en lugar del término *disturbio*, que tiene la connotación de "alteración del orden social" (Terradas 2001).

2 El término *resiliencia* aquí se utiliza como la capacidad de un sistema para absorber o resistir el efecto de perturbaciones, manteniendo su estructura y funcionamiento básicos (Gunderson y Holling 2002).

3 Se considera una metapoblación al conjunto de subpoblaciones locales, abiertas, fragmentadas y discontinuas que ocupan distintos parches con una dinámica independiente, separadas entre sí por distintas distancias y vinculadas por procesos como la migración, la extinción y la colonización (Levins 1969).

4 En el caso de los incendios forestales se considera como riesgo la probabilidad de que se inicie el fuego por causas naturales (rayos, tormentas eléctricas) o humanas (quemas agrícolas) y que este se propague, lo cual se relaciona con las condiciones meteorológicas; como peligro se considera el efecto potencial del incendio sobre la vegetación o su resistencia a los esfuerzos de control, lo cual está determinado principalmente por los combustibles forestales y sus propiedades físicas (tipo, carga, distribución) (Pyne 1995).

Referencias

Abramovitz, J.N. 1999. Unnatural disasters. *World Watch Magazine* **12**:30-35.

Abrams, M.D. 1992. Fire and the development of oak forests. *BioScience* **42**:346-353.

Acuña-Soto, R., D.W. Stahle, M.K. Cleveland y M.D. Therrell. 2002. Megadrought and megadeath in 16th century Mexico. *Emerging Infectous Diseases* **8**:360-362.

Agee, J.K. 1993. *Fire ecology of Pacific northwest forests.* Island Press, Washington, D.C.

Agee, J.K. 1998. Fire and pine ecosystems, en D.M. Richardson (ed.), *Ecology and biogeography of Pinus.* Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 193-218.

Agee, J.K. 2002. The fallacy of passive management. *Conservation in Practice* **3**:18-25.

Agee, J.K., y C.N. Skinner. 2005. Basic principles of forest fuel reduction treatments. *Forest Ecology and Management* **211**:83-96.

Aguilar, V. 2003. Aguas continentales y diversidad biológica de México: un recuento actual. *Biodiversitas* **8**:1-14.

Aguilar, E., T.C. Peterson, P. Ramírez Obando, R. Frutos, J.A. Retana *et al.* 2005. Changes in precipitation and temperature extremes in Central America and Northern South America: 1961-2003. *Journal of Geophysic and Research in Atmosphere* **110**:D23107.1-D23107.15.

Alencar, A.A.C., L.A. Solórzano y D.C. Nepstad. 2004. Modeling forest understory fires in an eastern Amazonian landscape. *Ecological Applications* **14**:S319-S149.

Allan, J.D., y A.S. Flecker. 1993. Biodiversity conservation in running waters. *BioScience* **43**:32-43.

Armillas, P. 1969. The arid frontier of Mexican civilization. *Transactions of the New York Academy of Sciences* **31**: 697-703.

Asbjornsen, H., y C. Gallardo-Hernández. 2004. Impacto de los incendios de 1998 en el bosque mesófilo de montaña de Los Chimalapas, Oaxaca, en L. Villers y J. López-Blanco (eds.), *Incendios forestales en México: métodos de evaluación*. Centro de Ciencias de la Atmósfera, UNAM, México, pp. 125-145.

Barnosky, A.D., P.L. Koch, R.S. Feranec, S.L. Wing y A.B. Shabel. 2004. Assessing the causes of late Pleistocene extinctions on the continents. *Science* **306**:70-75.

Batista, W.B., y W.J. Platt. 2003. Tree population responses to hurricane disturbance: Syndromes in a south-eastern USA old-growth forest. *Journal of Ecology* **91**:197-212.

Bijlsma, R., y V. Loeschcke (eds.). 1997. *Environmental stress, adaptation, and evolution.* Birkhäuser Verlag, Basilea.

Bitrán Bitrán, D. 2001. *Características del impacto socioeconómico de los principales desastres ocurridos en México en el periodo 1980-1999.* Serie: Impacto socioeconómico de los desastres en México, Cenapred-UNAM, México.

Boose, E.R., D.R. Foster y M. Fluet. 1994. Hurricane impacts to tropical and temperate forest landscapes. *Ecological Monographs* **64**:369-400.

Bormann, F.H., y G.E. Likens. 1979. *Pattern and process in a forested ecosystem*. Springer Verlag, Nueva York.

Botkin, D.B. 1990. *Discordant harmonies: A new ecology for the twenty-first century*. Oxford University Press, Nueva York.

Brawn, J.D., S.K. Robinson y F.R. Thompson III. 2001. The role of disturbance in the ecology and conservation of birds. *Annual Review of Ecology and Systematics* **32**:251-276.

Brown, J.F., B.D. Wardlow, T. Tadesse, M.J. Hayes y B.C. Reed. 2008. The vegetation drought response index (VegDRI): A new integrated approach for monitoring drought stress in vegetation. *GIScience and Remote Sensing* **45**:16-46.

Bruijnzeel, L.A. 2001. Hydrological functions of tropical forests: Not seeing the soil for the trees? *Agriculture, Ecosystems & Environment* **104**:185-228.

Carpenter, S.R., y R.C. Lathrop. 2007. Probabilistic estimate of a threshold for eutrophication. *Ecosystems* **11**:601-613.

CCA. 1997. *Regiones ecológicas de América del Norte: hacia una perspectiva común.* Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte, Montreal.

Cenapred. 2001. *Diagnóstico de peligros e identificación de riesgos de desastres en México: atlas nacional de riesgos de desastres en México.* Centro Nacional de Prevención de Desastres, Secretaría de Gobernación, México.

Cenapred. 2002. *Sequía.* Serie Fascículos. Centro Nacional de Prevención de Desastres, Secretaría de Gobernación, México.

Changnon, S.A., y D.R. Easterling. 2000. Disaster management: U.S. policies pertaining to weather and climate extremes. *Science* **289**:2053-2055.

Charvériat, C. 2000. *Natural disasters in Latin America and the Caribbean: An overview of risk.* Working Paper 434. Inter-American Development Bank, Washington, D.C.

Chaves, M.M., J.P. Maroco y J.S. Pereira. 2003. Understanding plant responses to drought – From genes to the whole plant. *Functional Plant Biology* **30**:239-264.

Chazdon, R.L. 2003. Tropical forest recovery: Legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution, and Systematics* **6**:51-71.

Christensen, J.H., O.B. Christensen, P. Lopez, E. van Meijgaard y M. Botzet. 1996. *The HIRHAM4 Regional Atmospheric Climate Model.* DMI Scientific Rep. 96-4, DMI, Copenhague.

Christensen, N.L. 1997. Managing for heterogeneity and complexity on dynamic landscapes, en S.T.A. Pickett, R.S. Ostfeld, M. Shachack y G.E. Likens (eds.), *The ecological basis of conservation: Heterogeneity, ecosystems, and biodiversity*. Chapman & Hall, Nueva York, pp. 167-186.

Clark, D.B. 1990. The role of disturbance in the regeneration of neotropical moist forests, en K. Bawa y M. Hadley (eds.),

Reproductive ecology of tropical rain forest plants. Parthenon Publishing, Park Ridge, pp. 291-315.

CNA. 2001a. *Hidráulico: 2001-2006. Resumen ejecutivo.* 2a. ed., Comisión Nacional del Agua, México.

CNA. 2001b. *La situación del agua en México.* Comisión Nacional del Agua, México.

CNA. 2002. *Compendio básico del agua en México: 2002.* Comisión Nacional del Agua, México.

CNA. 2006. *Agua en México.* Subdirección General de Programación, Comisión Nacional del Agua, México.

Cochrane, M.A. 2003. Fire science for rainforests. *Nature* **421**: 913-919.

Conabio. 2006. *Capital natural y bienestar social.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Conabio. 2008. Página de puntos de calor.

Connell, J.H. 1979. Intermediate-disturbance hypothesis. *Science* **204**: 1344-1345.

Contreras-Martínez, S., y E. Santana. 1995. The effect of forest fires on migratory birds in the Sierra de Manantlán, Jalisco, Mexico, en M. Wilson y S.A. Sader (eds.), *Conservation of Neotropical migratory birds in Mexico.* Maine Agricultural and Forest Experiment Station. Miscellaneous Publication 727, Orono, pp. 113-122.

Costanza, R., S.C. Farber y J. Maxwell. 1989. Valuation and management of wetland ecosystems. *Ecological Economics* **1**: 335-361.

Costanza, R., O. Pérez-Maqueo, M.L. Martínez, P. Sutton, S. Anderson *et al.* 2008. The value of coastal wetlands for hurricane protection. *Ambio* **37**: 241-248.

Daily, G.C. 1997. *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems.* Island Press, Nueva York.

Danielsen, F., M.K. Sorensen, M.F. Olwig, V. Selvam, F. Parish *et al.* 2005. The Asian tsunami: A protective role for coastal vegetation. *Science* **310**: 643.

Darkoh, M.B.K. 1998. The nature, causes and consequences of desertification in the drylands of Africa. *Land Degredation & Development* **9**: 1-20.

Dávila, P., y O. Téllez. 2003. Protected areas and climate change: A case study of the cacti in the Tehuacán-Cuicatlán Biosphere Reserve, Mexico. *Conservation Biology* **17**: 846-853.

De Leo, G., y S. Levin. 1997. The multifaceted aspects of ecosystem integrity. *Conservation Ecology* **1**: 3.

DeFries, R., y K.N. Eshleman. 2004. Land-use change and hydrologic processes: A major focus for the future. *Hydrological Processes* **18**: 2183-2186.

Delgadillo, M.J. (ed). 1996. *Desastres naturales. Aspectos sociales para su prevención y tratamiento en México.* Instituto de Investigaciones Económicas, UNAM, México.

Denevan, W.M. 1992. The pristine myth: The landscape of the Americas in 1492. *Annals of the Association of American Geographers* **82**: 369-385.

Dessai, S., y M. Hulm. 2004. Does climate adaptation policy need probabilities? *Climate Policy* **4**: 107-128.

Dieterich, J.H. 1983. *Historia de los incendios forestales en la Sierra de los Ajos, Sonora.* Nota Técnica núm. 8. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, SARH-Centro de Investigaciones Forestales del Norte, México.

Dinerstein, E., D.M. Olson, D.J. Graham, A. Webster, S. Primm *et al.* 1995. *A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean.* World Wildlife Fund-World Bank, Washington, D.C.

Dirzo, R., y A. Miranda. 1991. Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: A case study of the possible consequences of contemporary defaunation, en P.W. Price, T.M. Lewinsohn, G. Wilson Fernandes y W.W. Benson (eds.), *Plant-Animal Interactions: Evolutionary ecology in tropical and temperate regions.* John Wiley & Sons, Nueva York, pp. 273-287.

EIRD. 2007. *Estrategia internacional para la reducción de desastres.* Naciones Unidas, en <*http://www.eird.org*> (consultado en 2007).

Emanuel, K. 2005. Increasing destructiveness of tropical cyclones over the past 30 years. *Nature* **436**: 686-688.

Escalante, C., y L. Reyes. 2005. *Análisis de sequías.* Facultad de Ingeniería, UNAM, México.

Estrada, M.O. 2006. Sistema nacional de protección contra los incendios forestale, en G. Flores, G. Rodríguez Trejo, D.A. Estrada y F. Sánchez Zárraga (coords.), *Incendios forestales.* Conafor-Mundi Prensa, México, pp. 185-213.

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **34**: 487-515.

FAO. 2005. *Forests and floods: Drowning in fiction or thriving on facts?* Forest Perspectives 2, FAO-CIFOR, Bogor Barat, Indonesia.

Florescano, E. 1995. *Breve historia de la sequía en México.* Universidad Veracruzana, Xalapa.

Folke, C., S. Carpenter, B. Walker, M. Scheffer, T. Elmqvist *et al.* 2004. Regime shifts, resilience and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **35**: 557-581.

Forman, R.T.T., y M. Godron. 1986. *Landscape ecology.* John Wiley & Sons, Nueva York.

Foster, D., F. Swanson, J. Aber, I. Burke, N. Brokaw *et al.* 2003. The importance of land-use legacies to ecology and conservation. *BioScience* **53**: 77-88.

Foster, D.R. 2000. Conservation lessons and challenges from ecological history. *Forest History Today* Fall, 2-11.

Foster, P. 2001. The potential negative impacts of global climate change on tropical montane cloud forests. *Earth-Science Reviews* **55**: 73-106.

Fulé, P.Z., D.J. Villanueva y G.M. Ramos. 2005. Fire regime in a conservation reserve in Chihuahua, Mexico. *Canadian Journal of Forest Research* **35**: 320-330.

Gebow, B.S., y W.L. Halvorson. 2005. *Managing fire in the northern Chihuahuan Desert: A review and analysis of the literature*. USGS Southwest Biological Science Center, Flagstaff.

Geist, H.J., y E.F. Lambin. 2004. Dynamic causal patterns of desertification. *Bioscience* **54**: 817-829.

Girot, P.O. 2002. *Scaling-up: Resilience to hazards and the importance of cross-scale linkages*. UNDP Expert Group Meeting on Integrating Disaster Reduction and Adaptation to Climate Change, La Habana, 17-19 de junio.

Golicher, D., L. Cayuela, M. Alkemade, J. Rob, M. González-Espinosa *et al.* 2008. Applying climatically associated species pools to the modelling of compositional change in tropical montane forests. *Global Ecology and Biogeography* **17**: 262-273.

Gómez, L., y L. Arriaga. 2007. Modeling the effect of climate change on the distribution of oak and pine species of Mexico. *Conservation Biology* **21**: 1545-1555.

Gómez-Mendoza, L., L. Galicia, M.L. Cuevas-Fernández, V. Magaña, G. Gómez *et al.* 2008. Assessing onset and length of greening period in six vegetation types in Oaxaca, Mexico, using NDVI-precipitation relationships. *International Journal of Biometeorology* **52**: 511-520.

Gómez-Pompa, A., A. Kaus, J. Jiménez-Osornio, D. Bainbridge y V.M. Rorive. 1993. Mexico, en *Sustainable agriculture and the environment in the humid tropics*. National Research Council. National Academy Press, Washington, D.C., pp. 483-548.

Goudie, A. 2001. *The human impact on the environment*. MIT Press, Cambridge.

Groffman, P., J. Baron, T. Blett, A. Gold, I. Goodman *et al.* 2006. Ecological thresholds: The key to successful environmental management or an important concept with no practical application? *Ecosystems* **9**: 1-13.

Gunderson, L.H., y C.S. Holling (eds.). 2002. *Panarchy: Understanding transformations in human and natural systems*. Island Press, Washington, D.C.

Hammill, A., O. Brown y A. Crawford. 2005. *Forests, natural disasters, and human security*. WWF-International Institute for Sustainable Development (IISD), Winnipeg.

Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* **396**: 41-49.

Hardesty, J., R. Myers y W. Fulks. 2005. Fire, ecosystems, and people: A preliminary assessment of fire as a global conservation issue. *The George Wright Forum* **22**: 78-87.

Harper, K.A., S.E. MacDonald, P. Burdon, J. Chen, K. Brosofske *et al.* 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology* **19**: 768-782.

Harrison, P.D., y B.L. Turner II (eds.). 1978. *Pre-hispanic Maya agriculture*. University of New Mexico Press, Albuquerque.

Hewitt, K. 1997. *Regions of risk: A geographical introduction to disasters*. Addison-Wesley Longman, Harlow, RU.

Heyerdahl, E.K., y E. Alvarado. 2003. Infuence of climate and land use on historical surface fires in pine-oak forests, Sierra Madre Occidental, Mexico, en T.T. Veblen, W.L. Baker, G. Montenegro y T.W. Swetnam (eds.), *Fire and climatic change in temperate ecosystems of the western Americas*. Springer Verlag, Nueva York, pp. 196-217.

Hinrichsen, D. 2000. The oceans are coming ashore. *Worldwatch Magazine* **13**: 26-35.

Hobbs, R.J., y L.F. Huenneke. 1992. Disturbance, diversity, and invasion: Implications for conservation. *Conservation Biology* **6**: 324-337.

Hoekstra, J., T. Boucher, T. Ricketts y C. Roberts. 2005. Confronting a biome crisis: Global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* **8**: 23-29.

Holl, K.D., y M. Kappelle. 1999. Tropical forest recovery and restoration. *Trends in Ecology and Evolution* **14**: 378-379.

Hooper, D.U., F.S. Chapin III, J.J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti *et al.* 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* **75**: 3-35.

Idesmac. 1999. *Evaluación de impacto del fenómeno hidrometeorológico de septiembre de 1998 en El Soconusco, Chiapas*. Instituto para el Desarrollo Sustentable de Mesoamérica, A.C, San Cristóbal de las Casas, Chiapas.

INEGI. 1980. *Carta de uso del suelo y vegetación*, Serie I, escala 1 : 1 000 000, INEGI, México.

INEGI. 2005. *Estadísticas del medio ambiente*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, en *<http://www.inegi.gob.mx/est/>* (consultado el 8 de octubre de 2005).

INEGI, Conabio e INE. 2007. *Ecorregiones de México nivel IV*, escala 1 : 1 000 000. Instituto Nacional de Estadística, Geográfica e Informática-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Instituto Nacional de Ecología, México.

IPCC. 2000. *Special report on emissions scenarios: A special report of working group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. N. Nakicenovic y Rob Swart (eds.), Cambridge University Press, Cambridge, RU.

IPCC. 2007: *Climate Change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of working group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden y C.E. Hanson, (eds.), Cambridge University Press, Cambridge, RU.

Jackson, R.B., E.G. Jobbágy, R. Avissar, S. Baidya Roy, D.J. Barrett *et al.* 2005. Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science* **310**: 1944-1947.

Janzen, D.H., y P.S. Martin. 1982. Neotropical anachronisms: The fruits the gomphotheres ate. *Science* **215**: 19-27.

Jardel, E.J. 1986. Efecto de la explotación forestal en la estructura y regeneración del bosque de coníferas de la vertiente oriental del Cofre de Perote, Veracruz, México. *Biótica* **11**: 247-270.

Jardel, E.J. 1991. Perturbaciones naturales y antropogénicas y su influencia en la dinámica sucesional de los bosques de las joyas, Sierra de Manantlán, Jalisco. *Tiempos de Ciencia* **22**: 9-26.

Jardel, E.J., A.L. Santiago-Pérez, C. Cortés y F. Castillo-Navarro. 2004. Sucesión y dinámica de rodales, en R. Cuevas-Guzmán y E.J. Jardel (eds.), *Flora y vegetación de la estación científica Las Joyas*. Universidad de Guadalajara, Guadalajara, pp. 1-4.

Jardel, E.J., J.E. Morfín-Ríos, S. Vargas-Jaramillo, J.M. Michel-Fuentes, R. Cuevas-Guzmán *et al.* 2006a. *Fire regime and fire effects on western Mexico subtropical montane forest ecosystems*. Proceedings of the 3rd International Congress on Fire Ecology & Management. Special Session: Fire Regimes and Fire Effects in Mexican Ecosystems, San Diego, California.

Jardel, E.J., R. Ramírez-Villeda, F. Castillo-Navarro, S. García-Ruvalcaba, O.E. Balcázar-Medina *et al.* 2006b. Manejo del fuego y restauración de bosques en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, México, en J.G. Flores G. y D.A. Rodríguez-Trejo (eds.), *Incendios forestales*. Conafor-Mundi Prensa, México, pp. 216-242.

Jardel, E.J., E. Alvarado, J.E. Morfín-Ríos, F. Castillo-Navarro y J.G. Flores-Garnica. En prensa. Regímenes de incendios en ecosistemas forestales de México, en J.G. Flores-Garnica (ed.), *Impacto ambiental de incendios forestales.* Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias-Editorial Mundi Prensa, México.

Jiménez, E.M., y R.C. Baeza. 2005. *Buscador de trayectorias de ciclones tropicales. BuscaCT. Versión 2*. Cenapred, UNAM, México.

Jobbágy, E.G., O.E. Sala y J.M. Paruelo. 2002. Patterns and controls of primary production in the Patagonian steppe: A remote sensing approach. *Ecology* **83**: 307-319.

Katz, R.W. 2002. Techniques for estimating uncertainty in climate change scenarios and impact studies. *Climate Research* **20**: 167-185.

Kauffman, J.B., M.D. Steele, D.L. Cummings y V.J. Jaramillo. 2003. Biomass dynamics associated with deforestation, fire, and conversion to cattle pasture in a Mexican tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* **176**: 1-12.

Keeley, J.E., y C.J. Fotheringham. 2003. Impact of past, present, and future fire regimes on North American Mediterranean shrublands, en T.T. Veblen, W.L. Baker, G. Montenegro y T.W. Swetnam (eds.), *Fire and climatic change in temperate ecosystems of the western Americas*. Springer Verlag, Nueva York, pp. 218-262.

Kogan, F.N. 2000. Satellite-observed sensitivity of world land ecosystems to El Niño/La Niña. *Remote Sensing and the Environment* **74**: 445-462.

Krzysztofowicz, R. 1991. Drought forecasting methodological topics from a systems perspective. *Stochastic Hydrology and Hydraulic* **5**: 267-279.

Landa, R., V. Magaña y C. Neri. 2008. *Clima y agua: elementos para la adaptación a cambio climático*. Semarnat, Mexico.

Landres, P.B., P. Morgan y F.J. Swanson. 1999. Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *Ecological Applications* **9**: 1179-1188.

Lara-Domínguez, A.L., A. Yánez-Arancibia y J.C. Seijo. 1998. Valuación económica de los servicios de los ecosistemas. Estudio de caso de los manglares en Campeche, en H. Benítez, E. Vega, A. Peña y S. Ávila (eds.), *Aspectos económicos sobre la biodiversidad de México*. CONABIO-INE, Semarnat, México, pp. 23-44.

Larkin, N.K., y D.E. Harrison. 2002. ENSO warm (El Niño) and cold (La Niña) event life cycles: Ocean surface anomaly patterns, their symmetries, asymmetries, and implications. *Journal of Climate* **15**: 1118-1140.

Laurance, W.F., T.E. Lovejoy, H.L. Vasconcelos, E.M. Bruna, R.K. Didham *et al.* 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: A 22-year investigation. *Conservation Biology* **16**: 605-618.

Lavorel, S., y E. Garnier. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: Revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* **16**: 545-556.

Lawton, R.O., U.S. Fair, S.A.R. Pielke y R. Welch. 2001 Climatic impact of tropical lowland deforestation on nearby montane cloud forests. *Science* **294**: 584-587.

Levin, S.A., y R.T. Paine. 1974. Disturbance, patch formation, and community structure. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **71**: 2744-2747.

Levins, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* **15**: 237-240.

López-Portillo, J., M.R. Keyes, A. González, C.E. Cabrera y O. Sánchez. 1990. Los incendios de Quintana Roo: ¿Catástrofe ecológica o evento periódico? *Ciencia y Desarrollo* **16**: 43-57.

Loreau, M., S. Naeem y P. Inchausti (eds.). 2002. *Biodiversity and ecosystem functioning*. Oxford University Press, Nueva York.

Lytle, D.A., y N. LeRoy Poff. 2004. Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology and Evolution* **19**: 94-100.

MA. 2005. *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, D.C.

Maass, M. 1995. Conversion of tropical dry forest to pasture and agriculture, en S.H. Bullock, H.A. Mooney y E. Medina (eds.), *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge University Press, Londres, pp. 399-422.

Magaña, V., y C. Neri. 2007. *Informe de resultados del proyecto Fomento de las capacidades para la etapa II de adaptación al cambio climático en Centroamérica, México y Cuba*. UNAM, México.

Magoulick, D.D., y R.M. Kobza. 2003. The role of refugia for fishes during drought: A review and synthesis. *Freshwater Biology* **48**: 1186-1198.

Magrin, G., C. Gay García, D. Cruz Choque, J.C. Giménez,

A.R. Moreno *et al.* 2007. Latin America, en M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden y C.E. Hanson (eds.), *Climate change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, RU, pp. 581-615.

Manson, R.H. 2004. Los servicios hidrológicos y la conservación de los bosques de México. *Madera y Bosques* **10**:3-20.

Manson, R.H., J.R. Gómez Sandoval y C.A. Escalante Sandoval. 2008. Una nueva metodología para identificar municipios importantes para los esquemas de pago por servicios ambientales hidrológicos en el estado de Veracruz, en L.R. Sánchez-Velásquez, J.G. Galindo-González y F. Díaz-Fleischer (eds.), *Ecología, manejo y conservación de los ecosistemas de montaña en México*. Conabio-uv-Mundi Prensa, México, pp. 251-271.

Martínez, M.L., R.H. Manson, P. Balvanera, R. Dirzo, J. Soberón *et al.* 2006. The evolution of ecology in Mexico: Facing challenges and preparing for the future. *Frontiers in Ecology and the Environment* **4**:259-267.

Martínez, M.L., A. Intralawan, G. Vázquez, O. Pérez-Maqueo, P. Sutton *et al.* 2007. The coasts of our world: Ecological, economic, and social importance. *Ecological Economics* **63**:254-272.

Martínez-Meyer, E. 2005. Climate change and biodiversity: Some considerations in forecasting shifts in species distributions. *Biodiversity Informatics* **2**:42-55.

Martínez-Ramos, M., E. Álvarez-Buylla, J. Sarukhán y D. Piñero. 1988. Treefall age determination and gap dynamics in a tropical forest. *Journal of Ecology* **76**: 700-716.

Martínez-Ramos, M., E. Álvarez-Buylla y J. Sarukhán. 1989. Tree demography and gap dynamics in a tropical rain forest. *Ecology* **70**:555-558.

Martínez-Ramos, M., y E. Álvarez-Buylla. 1998. How old are tropical rain forest trees? *Trends in Plant Science* **3**: 400-405.

Maslin, M. 2004. Ecological versus climatic thresholds. *Science* **306**:2197-2198.

McCarthy, J.J., O.F. Canziani, N.A. Leary, D.J. Dokken y K.S. White. 2001 (eds.). *Climate change 2001: Impacts, adaptation, and vulnerability. Contribution of Working Group III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, RU.

McDonnell, M.J., y S.T.A. Pickett. 1993 (eds.). *Humans as components of ecosystems: The ecology of subtle human effects and populated areas*. Springer Verlag, Nueva York.

McIntrye, S., y R. Hobbs. 1999. A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. *Conservation Biology* **13**:1282-1292.

McKenzie, D. 2004. Historia del fuego y su relación con el clima, en L. Villers y J. López-Blanco (eds.), *Incendios forestales en México: métodos de evaluación*. Centro de Ciencias de la Atmósfera, unam, México, pp. 13-28.

McNeill, J.R. 2000. *Something new under the sun. An environmental history of the twentieth-century*. W.W. Norton, Nueva York.

Melillo, J.M., I.C. Prentice, G.D. Farquhar, E.D. Schulze, O.E. Sala *et al.* 1996. Terrestrial biotic responses to environmental change and feedbacks to climate, en J.T. Houghton, L.G. Meira Filho, B.A. Callander, N. Harris, A. Kattenberg *et al.* (eds.), *Climate change 1995: The science of climate change*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 444-481.

Mileti, D.S. 1999. *Disasters by design: A reassessment of natural hazards in the United States*. Joseph Henry Press, National Academy of Sciences, Washington, D.C.

Mittermeier, R.A., P. Robles-Gil y C.G. Mittermeier. 1997. *Megadiversidad: los países biológicamente más ricos del mundo*. Conservation International-Cemex-Agrupación Sierra Madre, A.C., México.

Mooney, H.A., y M. Godron (eds.). 1983. *Disturbance and ecosystems*. Springer Verlag, Nueva York.

Myers, F.M., y G.F. White. 1993. The challenge of the Mississippi flood. *Environment* **35**:6-8.

Myers, N. 1997. The world's forests and their ecosystem services, en G. Daily (ed.), *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington, D.C., pp. 215-235.

Myers, R.L. 2006. *Living with fire: Sustaining ecosystems and livelihoods through integrated fire management*. The Nature Conservancy, Tallase.

Naiman, R.J., y H. Décamps. 1997. The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **28**:621-658.

Neilson, R.P., G.A. King y G. Koerper. 1992. Toward a rule-based biome model. *Landscape Ecology* **7**:27-43.

Neilson, R.P., I.C. Prentice, B. Smith *et al.* 1998. Simulated changes in vegetation distribution under global warming, en R.T. Watson, M.C. Zinyowera, R.H. Moss y D.J. Dokken (eds.), *ipcc special report on the regional impacts of climate change: An assessment of vulnerability*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 439-456.

Nepstad, D.C., A. Verssimo, A. Alencar, C. Nobre, E. Lima *et al.* 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature* **398**:505-508.

Nepstad, D., G. Carvalho, A. Cristina Barros, A. Alencar, J. Paulo Capobianco *et al.* 2001. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. *Forest Ecology and Management* **154**:395-407.

Nian Feng, L., y J. Tang. 2002. Geological environment and causes for desertification in arid-semiarid regions in China. *Environmental Geology* **41**:806-815.

O'Brian, K., y D. Liverman. 1996. Climate change and

variability in Mexico, en J.C. Ribot, A.R. Magalhães y S.S. Panagides (eds.), *Climate variability, climate change and social vulnerability in the semi-arid tropics*. Cambridge University Press, Cambridge, RU, pp.55-70.

ONU. 2002. *Natural disasters and sustainable development: Understanding the links between development, environment, and natural disasters*. Background Paper No. 5. Commission on Sustainable Development, Department of Economic and Social Affairs, Organización de las Naciones Unidas.

ONU y WWAP. 2003. *Primer informe de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos en el mundo: agua para todos, agua para la vida*. UNESCO (Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura)-Berghahn Books, París.

Ostfeld, R.S., S.T.A. Pickett, M. Shachak y G.E. Likens. 1997. Defining the scientific issues, en S.T.A. Pickett, R.S. Ostfeld, M. Shachack y G.E. Likens (eds.), *The ecological basis of conservation*: *Heterogeneity, ecosystems, and biodiversity*. Chapman & Hall, Nueva York, pp. 3-10.

Paine, R.T., M.J. Tegner y E.A. Johnson. 1998. Compound perturbations yield ecological surprises. *Ecosystems* **1**: 535-545.

Palacio-Prieto, J.L., G. Bocco y A. Velásquez. 2000. Technical note: Current situation of forest resources in Mexico: Results of the 2000 National Forest Inventory. *Boletín del Instituto de Geografía* **43**:183-203.

Parra-Olea, G., E. Martínez-Meyer y G. Pérez-Ponce de León. 2005. Forecasting climate change effects on salamander distribution in the highlands of central Mexico. *Biotropica* **37**:202-208.

Pearson, R., y T. Dawson. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: Are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology & Biogeography* **12**:361-371.

Pérez-Maqueo, O., A. Intralawan y M.L. Martínez 2007. Coastal disasters from the perspective of ecological economics. *Ecological Economics* **63**:273-284.

Peterson, A.T., J. Soberón y V. Sánchez-Cordero. 1999. Conservatism of ecological niches in evolutionary time. *Science* **285**:1265-1267.

Peterson, A.T., V. Sánchez-Cordero, J. Soberón, J. Bartley, R. H. Buddemeier *et al.* 2001. Effects of global climate change on geographic distributions of Mexican Cracidae. *Ecological Modelling* **144**:21-30.

Peterson, A.T., M.A. Ortega-Huerta, J. Bartley, V. Sánchez-Cordero, J. Soberón *et al.* 2002. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* **416**:626-629.

Peterson, A.T., H. Tian, E. Martínez-Meyer, J. Soberón, V. Sánchez-Cordero *et al.* 2005. Modeling ecosystems shifts and individual species distribution shifts, en T. Lovejoy y L. Hannah (eds.), *Climate change and biodiversity*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp. 387-396.

Pickett, S.T.A., y P.S. White (ed.). 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, Orlando.

Pickett, S.T.A., R.S. Ostfeld, M. Shachack y G.E. Likens (eds.). 1997. *The ecological basis of conservation*: *Heterogeneity, ecosystems and biodiversity*. Chapman & Hall, Nueva York.

Pinter, N. 2005. One step forward, two steps back on U.S. floodplains. *Science* **308**:207-208.

PNUD. 2004. *La reducción de riesgos de desastres: un desafío para el desarrollo*. Dirección de Prevención de Crisis y de Recuperación. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, Nueva York. Disponible en <*www.undp.org/cpr/disred/rdr.htm*>.

Prasad, V.K., E. Anuradha y K.V.S. Badarinath. 2005. Climatic controls of vegetation vigor in four contrasting forest types of India–evaluation from National Oceanic and Atmospheric Administration's Advanced Very High Resolution Radiometer datasets (1990-2000). *International Journal of Biometeorology* **50**:6-16.

Pyne, S.J. 1995. *World fire: The culture of fire on earth*. University of Washington Press, Seattle, Washington, D.C.

Red MEX-LTER. 2008. *Red Mexicana de Investigación Ecológica a Largo Plazo*, en <*http://www.mexlter.org.mx/*> (consultado en abril de 2008).

Reice, S.R. 2001. *The silver lining: The benefits of natural disasters*. Princeton University Press, Princeton.

Richmond, R.H. 1993. Coral reefs: Present problems and future concerns resulting from anthropogenic disturbance. *American Zoologist* **33**:524-536.

Ries, L., R.J. Fletcher, J. Battin y T.D. Sisk. 2004. Ecological responses to habitat edges: Mechanisms, models, and variability explained. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **35**:491-522.

Rodríguez-Trejo, D.A., H.C. Martínez-Hernández y V. Ortega-Baranda. 2004. Ecología del fuego en bosques de *Pinus hartwegii*, en L. Villers y J. López-Blanco (eds.), *Incendios forestales en México: métodos de evaluación*. Centro de Ciencias de la Atmósfera, UNAM, México.

Rojas-Rabiela, T. (coord.). 1991. *La agricultura en tierras mexicanas, desde sus orígenes hasta nuestros días*. Editorial Grijalbo, México.

Román-Cuesta, R.M., M. Gracia y J. Retana. 2003. Environmental and human factors influencing fire trends in ENSO and non-ENSO years in tropical Mexico. *Ecological Applications* **13**:1177-1192.

Romme, W.H., y D.H. Knight. 1981. Fire frequency and subalpine forest succession along a topographic gradient in Wyoming. *Ecology* **62**:319-326.

Romme, W.H., E.H. Everham, L.E. Frelich, M.A. Moritz y R.E. Sparks. 1998. Are large, infrequent disturbances qualitatively different from small, frequent disturbances? *Ecosystems* **1**:524-534.

Roosevelt, A. 1989. Resource management in Amazonia before the Conquest: Beyond ethnographic projection, en D.A. Posey y W. Baleé (eds.), *Resource management in Amazonia: Indigenous and folk strategies*. Advances in Economic Botany 7, New York Botanical Garden Press, Nueva York, pp. 30-62.

Rosengaus Moshinsky, M., M. Jiménez Espinosa y M.T. Vázquez Conde. 2002. *Atlas climatológico de ciclones tropicales en México*. Cenapred, Secretaría de Gobernación-IMTA, México.

Rowell, A., y P.F. Moore. 1999. *Global review of forest fires*. WWF-UICN, Gland.

Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa, México.

Rzedowski, J. 1991. El endemismo en la flora fanerogámica mexicana: una apreciación analítica preliminar. *Acta Botánica Mexicana* **15**:47-64.

Sáenz-Romero, C., R. Guzmán-Reyna, G. Rehfeldt y O.E. Sala. 2006. Altitudinal genetic variation among *Pinus oocarpa* populations in Michoacán, Mexico: Implications for seed zoning, conservation, tree breeding and global warming. *Forest Ecology and Management* **229**:340-350.

Salati, E., y C.A. Nobre. 1992. Possible climatic impacts of tropical deforestation. *Climate Change* **19**:177-196.

Salinas-Zavala, C.A., A.V. Douglas y H.F. Díaz. 2002. Interanual variability of NDVI in northwest Mexico. Associated climatic mechanisms and ecological implications. *Remote Sensing of Environment* **82**:417-430.

Salinger, J. 2005. Climate variability and change: Past, present, and future. An overview, en J. Salinger, M.V.K. Sivakumar y Raymond P. Motha (eds.), *Increasing climate variability and change: Reducing the vulnerability of agriculture and forestry*. Springer Verlag, Dordrecht, pp. 9-29.

Sánchez-Cordero, V., P. Illoldi-Rangel, M. Linaje, S. Sarkar y A.T. Peterson. 2005. Deforestation and extant distributions of Mexican endemic mammals. *Biological Conservation* **126**:465-473.

Sánchez-Velásquez, L.R. 1986. Estudio de la sucesión forestal en la Sierra de Juárez, Oaxaca, México, después de un incendio forestal superficial. *Biótica* **11**:219-232.

Schmidt, K.M., J.P. Menakis, C.C. Hardy, W.J. Hann y D.L. Bunnell. 2002. *Development of coarse-scale spatial data for wildland fire and fuel management.* Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-87. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins.

Schneider, S.H., y M.D. Mastrandrea. 2005. Probabilistic assessment of "dangerous" climate change and emissions pathways. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **44**:15728-15735.

Schwinning, S., y J.R. Ehleringer. 2001. Water use trade-offs and optimal adaptations to pulse-driven arid ecosystems. *Journal of Ecology* **89**:464-480.

Semarnat. 2001. México. Primera comunicación nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Semarnat, México.

Semarnat. 2007. Estrategia Nacional de Cambio Climático. Comisión Intersecretarial de Cambio Climático, México.

Semarnat-INE. 2006. Tercera comunicación de México ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Instituto Nacional de Ecología, Semarnat, México.

Shukla, J., C. Nobre y P.J. Sellers. 1990. Amazonian deforestation and climatic change. *Science* **247**:1322-1325.

Soberón, J., y A.T. Peterson. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* **2**:1-10.

Soja, A. 2005. *How well does satellite data quantify fire in the United States?: A detailed analysis with ground-based data*. Proceedings of the 3rd International Fire Ecology and Management Congress. The Association for Fire Ecology, San Diego.

Sousa, W.P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* **15**:353-391.

Steffen W., y W. Cramer. 1997. *A global key of plant functional types (PFT) for modelling ecosystem responses to global change.* GCTE International Project Office. GCTE Report no. 10, Canberra.

Sun, D.Z. 2003. A possible effect of an increase in the warm-pool SST on the magnitude of El Niño warming. *Journal of Climate* **16**:185-205.

Téllez-Valdés, O., y P. Dávila-Aranda. 2003. Protected areas and climate change: A case study of the cacti in the Tehuacán-Cuicatlán Biosphere Reserve, Mexico. *Conservation Biology* **17**:846-853.

Terradas, J. 2001. *Ecología de la vegetación. De la ecofisiología de las plantas a la dinámica de comunidades y paisajes.* Ediciones Omega, Barcelona.

Tudela, F. (ed). 1989. *La modernización forzada del trópico: el caso de Tabasco*. El Colegio de México, México.

Turner, M.G. 1989. Landscape ecology: The effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics* **20**:171-197.

Turner, M.G., V.H. Dale y E.H. Everham. 1997. Fires, hurricanes, and volcanoes: Comparing large disturbances. *BioScience* **47**:758-768.

Turner, M.G., R.H. Gardner, y R.V. O'Neill y 2001. *Landscape ecology in theory and practice: Pattern and process*, Springer Verlag, Nueva York.

Van der Werf, G.R., J.T. Randerson, G.J. Collatz, L. Giglio, P.S. Kasibhatla *et al.* 2004. Continental-scale partitioning of fire emissions during the 1997 to 2001 El Niño/La Niña period. *Science* **303**:73-76.

Vargas-Jaramillo, S., E.J. Jardel, R. Cuevas-Guzmán y E. Quiñones. 2005. *Evaluación de los efectos del incendio forestal de 2003 en la Estación Científica Las Joyas II: riqueza de especies.* Simposio sobre Conservación, Manejo

de Recursos Naturales y Desarrollo. Instituto Manantlán de Ecología y Conservación de la Biodiversidad, Universidad de Guadalajara, Autlán.

Villers, L., e I. Trejo. 1998. El impacto del cambio climático en los bosques y áreas naturales protegidas en México. *Interciencia* **23**: 10-19.

Villers-Ruiz, L., e I. Trejo-Vázquez. 1997. Assessment of the vulnerability of forest ecosystems to climate change in Mexico. *Climate Research* **9**: 87-93.

Vitousek, P.M., H.A. Mooney, J. Lubchenco y J.M. Melillo. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* **277**: 494-499.

Walker, L.R., D.J. Lodge, N.V.L. Brokaw y R.B. Waide. (eds.) 1991. Ecosystem, plant and animal responses to hurricanes in the Caribbean. *Special issue of Biotropica* **23**: 313-521.

Walther, G.-R., E. Post, P. Convey, A. Menzel, C. Parmesan *et al.* 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* **416**: 389-395.

Webster, P.J., G.J. Holland, J.A. Curry y H.R. Chang. 2005. Changes in tropical cyclone number, duration, and intensity in a warming environment. *Science* **309**: 1844-1846.

Westerling, A.L., H.G. Hidalgo, D.R. Cayan y T.W. Swetnam. 2006. Warming and earlier spring increase western U.S. forest wildfire activity. *Science* **313**: 940-943.

Whelan, R.J., L. Rodgerson, C.R. Dickman y E.F. Sutherland. 2002. Critical life cycles of plants and animals: Developing a process-based understanding of population changes in fire-prone landscapes, en R.A. Bradstock, J.E. Williams y A.M. Gill (eds.), *Flammable Australia: The fire regimes and biodiversity of a continent.* Cambridge University Press, Cambridge, RU pp. 94-124.

White, P.S., y S.P. Bratton. 1980. After preservation: Philosophical and practical problems of change. *Biological Conservation* **18**: 241-255.

White, P.S., y A. Jentsch (eds.). 2001. The search for generality in studies of disturbance and ecosystem dynamics. *Progress in Botany* **62**: 399-450.

Whittow, J. 1979. *Disasters: The anatomy of environmental hazards.* University of Georgia Press, Athens.

Wuethrich, B. 2000. Conservation biology: Combined insults spell trouble for rainforests. *Science* **289**: 35-37.

WWF, Conabio y CCA. 1997. *Ecorregiones de México, escala 1 : 1 000 000.* WWF-Conabio-CCA, México.

Zermeño, D. 2008. Análisis probabilístico de escenarios escalados de precipitación y temperatura de cambio climático en México. Tesis de maestría, UNAM, México.

4 Estado y tendencias de los servicios ecosistémicos

autoras responsables: Patricia Balvanera • Helena Cotler
coautores: Octavio Aburto Oropeza • Abigail Aguilar Contreras • Martha Aguilera Peña • Martín Aluja • Adolfo Andrade Cetto • Inés Arroyo Quiroz • Lorena Ashworth • Marta Astier • Patricia Ávila • Daniel Bitrán Bitrán • Teodiceldo Camargo • Julio Campo • Beatriz Cárdenas González • Alejandro Casas • Francisco Díaz-Fleischer • Jorge D. Etchevers • Adrián Ghillardi • Everardo González-Padilla • Alejandro Guevara • Elena Lazos • Catalina López Sagástegui • Raquel López Sagástegui • Julia Martínez • Omar Masera • Marisa Mazari • Alejandro Nadal • Diego Pérez-Salicrup • Ramón Pérez-Gil Salcido • Mauricio Quesada • Julieta Ramos-Elorduy • Alejandro Robles González • Hipólito Rodríguez • Juan Rull • Gerardo Suzán • Carlos H. Vergara • Santiago Xolalpa Molina • Luis Zambrano • Alba Zarco
autores de recuadros: *4.1,* Marta Astier • *4.2,* Adolfo Andrade Cetto • *4.3,* Marisa Mazari, Alba Zarco • *4.4,* Martín Aluja, Juan Rull, Martha Aguilera Peña, Francisco Díaz-Fleischer • *4.5,* Alejandro Casas • *4.6,* Jorge D. Etchevers, Julio Campo • *4.7,* Alejandro Guevara
revisores: Bernardus B.H.J. de Jong • Luis E. García Barrios • Carlos Muñoz

Contenido

Balvanera, P., H. Cotler *et al.* 2009. Estado y tendencias de los servicios ecosistémicos, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 185-245.

Recuadros

Resumen

La sociedad mexicana interactúa de forma dinámica con los ecosistemas que se presentan en nuestro territorio, lo que da lugar a distintos beneficios o servicios ecosistémicos. Estos servicios incluyen los de provisión, también llamados bienes; los de regulación, que modulan las condiciones en las cuales habitamos y realizamos nuestras actividades productivas; los culturales, que pueden ser tangibles o intangibles pero que dependen fuertemente del contexto sociocultural, y los de sustento, que son los procesos ecológicos básicos. En este capítulo se hace una síntesis de la información disponible hasta el momento sobre la capacidad de los ecosistemas mexicanos para proveer los primeros tres tipos de servicios, haciendo hincapié en los patrones temporales (es decir, aumento o disminución de la capacidad de provisión de los servicios) y espaciales (diferencias entre distintas zonas del país en cuanto a la capacidad de provisión). Los servicios de provisión analizados son: alimentos derivados de la agricultura, alimentos derivados de la ganadería, alimentos derivados de la pesca, alimentos derivados de la acuicultura, madera, leña, recursos diversos (con énfasis en productos forestales no maderables, plantas vasculares medicinales, vertebrados silvestres útiles e insectos comestibles y medicinales). Los servicios de regulación incluyen agua (cantidad y calidad), regulación asociada a la biodiversidad (con énfasis en la regulación de plagas, de vectores de enfermedades y de la polinización), regulación de la erosión del suelo, regulación del clima y de la calidad del aire, y regulación de la respuesta a eventos naturales extremos. Analizamos posteriormente las interacciones complejas de servicios. Para ilustrar esto mostramos las consecuencias negativas de la expansión de las fronteras agrícola y ganadera, y de la intensificación de la agricultura sobre varios servicios de regulación; analizamos además algunas de las consecuencias del fomento a la provisión de alimentos derivados de la pesca y la agricultura, y de la extracción de productos forestales sobre los servicios de regulación; finalmente mostramos la importancia de los aspectos socioculturales en el manejo de los ecosistemas. Después analizamos cómo las políticas preponderantes han promovido la protección de algunos servicios asociados a la conservación de la biodiversidad, cómo han abordado los aspectos ligados con la regulación climática y la regulación de la respuesta a eventos extremos, pero también cómo han promovido la obtención de servicios de provisión a costa de los servicios de regulación. Concluimos que si bien es necesario cubrir las necesidades básicas de la población, también es fundamental asegurar la sustentabilidad de esta provisión así como el mantenimiento (o recuperación) de los servicios de regulación y culturales. Para lograrlo es necesario contar con mayor información al respecto, establecer políticas de gobierno con una visión transversal que incluya los distintos servicios ecosistémicos y sus interacciones, así como asegurar un diálogo incluyente entre los distintos sectores de la población.

4.1 Introducción

4.1.1 Contexto

Los seres humanos obtenemos numerosos beneficios de los sistemas naturales que nos rodean, así como de la biodiversidad que estos albergan. Hemos transformado algunos de ellos en sistemas de producción intensiva de bienes; por ejemplo, bosques, selvas y pastizales naturales han sido convertidos en sistemas agropecuarios para la producción de alimentos. Estos cambios modifican la capacidad que tienen los ecosistemas para brindarnos otros beneficios de los cuales no siempre nos percatamos; hemos intercambiado la elevada contribución de los bosques a la regulación del clima o al control de la erosión por la reducida contribución que hacen los sistemas agropecuarios. Así, en la búsqueda de satisfactores a nuestras necesidades hemos minado la capacidad que tienen los sistemas naturales para mejorar la calidad de nuestras vidas. El balance es complejo: hemos privilegiado la posibilidad de obtener ciertos tipos de beneficios a costa de otros; hemos favorecido los satisfactores a corto plazo a costa de aquellos a mediano y largo plazo; hemos enfatizado la obtención de bienes en nuestro entorno inmediato a costa de consecuencias en nuestro alrededor. Esta situación es común en todo el planeta. Sin embargo, en México se presenta un caso particular donde se combinan, por un lado, la elevada diversidad biológica y cultural de nuestro país, y por otro, un profundo deterioro de los sistemas que albergan esta biodiversidad, con consecuencias negativas para la población humana.

Ante esa problemática, en este capítulo pretendemos mostrar la situación actual de nuestro país en cuanto a su capacidad para beneficiar actualmente o en el futuro a las poblaciones humanas. Utilizamos el término servicios ecosistémicos para abarcar todos los beneficios que las

poblaciones humanas obtenemos de los ecosistemas (Millennium Ecosystem Assessment 2005). El enfoque que utilizamos abarca todo el ecosistema, el cual es la unidad funcional básica de la naturaleza, en donde interactúan componentes bióticos (plantas, animales, microorganismos) y abióticos (energía, agua, suelos, nutrientes, atmósfera). En este capítulo entendemos a las sociedades humanas como sistemas complejos que interactúan de forma dinámica con estos ecosistemas, siendo el ser humano una de las especies que habitan en ellos. En este capítulo ponemos particular énfasis en los aspectos ecológicos asociados a la provisión de los distintos servicios; otros capítulos en esta obra abordarán con mayor detalle los aspectos económicos, sociales y políticos asociados al manejo de los ecosistemas mexicanos.

Hemos dividido nuestro capítulo en cinco apartados: *1*] una introducción, que incluye un conjunto de definiciones acerca de los servicios ecosistémicos y los componentes de los sistemas naturales involucrados en estos; *2*] una perspectiva de las tendencias espaciales y temporales sobre la capacidad de los ecosistemas mexicanos para proveer servicios ecosistémicos; *3*] una discusión de las relaciones entre servicios, *4*] una discusión sobre el papel de las políticas públicas al promover cambios en la capacidad presente y futura de los ecosistemas mexicanos para brindar los distintos servicios, y *5*] una discusión de perspectivas para lograr el mantenimiento futuro de los servicios ecosistémicos en nuestro país.

4.2 Tipos de servicios ecosistémicos

Existen varias formas de clasificar los servicios ecosistémicos. La más común los divide en bienes y servicios, para destacar la diferencia entre lo que consumimos, que es tangible, y aquello que nos beneficia de manera menos tangible. Sin embargo, esta clasificación no permite un vínculo explícito entre la forma en que se proporcionan los servicios y la forma en que la sociedad se ve favorecida. En este capítulo utilizamos una tipología que nos permite analizar los vínculos entre el bienestar de las poblaciones humanas y los ecosistemas. Esta clasificación fue propuesta por el Millennium Ecosystem Assessment, una iniciativa internacional que sintetizó la información disponible acerca de la estrecha relación entre los ecosistemas y las sociedades humanas (Millennium Ecosystem Assessment 2005).

Los servicios ecosistémicos más fácilmente reconocibles son los de provisión. Se trata de bienes tangibles, también llamados recursos naturales o bienes; en esta categoría están incluidos los alimentos, el agua, la madera, las fibras. Estos servicios proporcionan el sustento básico de la vida humana; los esfuerzos por asegurar su provisión guían las actividades productivas y económicas (cuadro 4.1).

Otros servicios igualmente fundamentales para el bienestar humano, aunque mucho menos fáciles de reconocer, son los de regulación. En este caso se incluyen procesos ecosistémicos complejos mediante los cuales se regulan las condiciones del ambiente en que los seres humanos realizan sus actividades productivas. En esta categoría se incluyen la regulación climática, la regulación de los vectores de enfermedades y la regulación de la erosión de los suelos, entre otros.

Los ecosistemas brindan también beneficios que dependen de las percepciones colectivas de los humanos acerca de los ecosistemas y de sus componentes. En este caso se habla de servicios culturales, los cuales pueden ser materiales o no materiales, tangibles o intangibles. Los beneficios espirituales, recreativos o educacionales que brindan los ecosistemas se consideran en esta categoría.

Los servicios de sustento son los procesos ecológicos básicos que aseguran el funcionamiento adecuado de los ecosistemas y el flujo de servicios de provisión, de regulación y culturales. Entre estos servicios se encuentran la productividad primaria, que es la conversión de energía lumínica en tejido vegetal, y el mantenimiento de la biodiversidad.

La interacción dinámica entre las sociedades humanas y los ecosistemas es determinante del tipo de servicios ecosistémicos que se proporcionan. Las condiciones culturales, económicas y políticas de las sociedades determinan el tipo de decisiones que se toman para manejar los ecosistemas y así promover o afectar (de forma consciente y premeditada o de forma involuntaria) los distintos servicios. A su vez, el flujo de servicios ecosistémicos determina el bienestar humano, y por lo tanto las condiciones de las sociedades humanas; la falta, escasez o distribución desigual de estos servicios pueden ocasionar conflictos sociales o políticos (Millennium Ecosystem Assessment 2005).

En la presentación de los servicios que proporcionan los ecosistemas mexicanos nos hemos limitado a aquellos para los cuales existe al menos cierto grado de información disponible.

Cuadro 4.1 Servicios ecosistémicos, beneficios que brindan a las poblaciones humanas y procesos ecosistémicos asociados a estos servicios

Servicio	Importancia para el bienestar humano	Tipo de ecosistema que brinda el servicio	Procesos ecosistémicos involucrados en el servicio	Actividades humanas involucradas en la obtención del servicio
Alimentos derivados de la agricultura	Sustento básico y recursos económicos	Campo agrícola	Productividad primaria: transformación de luz solar en tejido vegetal por medio de la fotosíntesis	Remoción de la cobertura vegetal, uso de insumos químicos, riego, maquinaria o sustitutos orgánicos, introducción de especies, selección o mejoramiento genético
Alimentos derivados de la ganadería		Pastizal, encierros, campo agrícola (complementos alimenticios), matorrales, selvas y bosques	Productividad secundaria/ terciaria: transferencia de energía desde los productores primarios (que realizan la fotosíntesis) hacia niveles tróficos superiores	Cría de ganado en pastizales, encierros o zonas con cobertura vegetal, suplementación alimenticia, introducción de especies, selección o mejoramiento genético
Alimentos derivados de la pesca		Océanos, ecosistemas costeros (*e.g.* lagunas) y ecosistemas acuáticos continentales		Extracción de productos marinos silvestres, manejo del ecosistema
Alimentos derivados de la acuicultura		Cuerpos de agua naturales y artificiales		Introducción de especies, construcción de estanques, establecimiento de granjas, suplementación alimenticia
Madera	Material de construcción y bienestar económico	Bosques y selvas	Productividad primaria	Extracción de individuos de talla y especies comerciales, manejo forestal
Leña	Fuente de energía	Bosques, selvas, matorrales, manglares, desiertos	Productividad primaria	Extracción
Recursos diversos	Usos múltiples (*e.g.* alimentos, medicinas, materiales de construcción), recursos económicos, importancia cultural (presente o futura)	Todos los ecosistemas del país	Mantenimiento de la biodiversidad y de las poblaciones de especies útiles	Extracción, manejo de especies, manejo de ecosistema
Agua (cantidad)	Sustento básico, actividades productivas (agricultura, industria), funcionamiento de los ecosistemas	Ecosistemas terrestres y acuáticos continentales, océanos y atmósfera	Interacción entre patrones climáticos, vegetación, suelo y procesos del ciclo hidrológico	Construcción de presas, sistema de riego/alcantarillado, manejo de cuencas
Agua (calidad)	Regulación de concentraciones de contaminantes y organismos nocivos para la salud humana y la del ecosistema	Ecosistemas terrestres y acuáticos continentales, océanos y atmósfera	Interacciones químicas, físicas y biológicas de ecosistemas acuáticos y terrestres	Reducción en la liberación de contaminantes, mantenimiento de ecosistemas y procesos
Regulación de la biodiversidad	Regulación de casi todos los servicios ecosistémicos	Todos los ecosistemas del país	Interacciones biológicas entre organismos y con los componentes abióticos de los ecosistemas	Mantenimiento de la biodiversidad, manejo de especies individuales, manejo de ecosistemas, introducción de especies



Cuadro 4.1 [*concluye*]

Servicio	Importancia para el bienestar humano	Tipo de ecosistema que brinda el servicio	Procesos ecosistémicos involucrados en el servicio	Actividades humanas involucradas en la obtención del servicio
Regulación de plagas, de vectores de enfermedades y de la polinización	Regulación de los polinizadores: producción de algunos cultivos comerciales; regulación de plagas y vectores de enfermedades: control biológico de organismos nocivos	Todos los ecosistemas del país	Interacciones biológicas entre organismos y con los componentes abióticos de los ecosistemas: mutualismo (polinización), competencia, depredación, mantenimiento	Mantenimiento de la biodiversidad, manejo de especies individuales, manejo de ecosistemas, introducción de especies
Regulación de la erosión	Mantenimiento del suelo y sus servicios de moderación del ciclo hidrológico, soporte físico para las plantas, retención y disponibilidad de nutrientes, procesamiento de desechos y materia orgánica muerta, matenimiento de la fertilidad del suelo y regulación de los ciclos de nutrientes	Ecosistemas terrestres del país	Interacciones entre la vegetación y los macro y microorganismos del suelo, que mantienen a este y sus funciones	Mantenimiento de biodiversidad del suelo, de cobertura vegetal y de procesos
Regulación del clima	Mantenimiento de condiciones climáticas adecuadas para la vida humana, sus actividades productivas y la vida en general	Atmósfera y todos los ecosistemas terrestres, acuáticos y marinos	Interacciones entre la atmósfera y sus componentes, y con la tierra y su tipo de cobertura	Reducción de emisiones de gases de efecto invernadero y conservación/manejo de cobertura vegetal
Regulación de la calidad del aire	Regulación de concentraciones de contaminantes nocivos para la salud y para la visibilidad	Atmósfera y todos los ecosistemas terrestres, acuáticos y marinos	Interacciones entre la atmósfera y sus componentes, la tierra y su tipo de cobertura, y las actividades productivas	Reducción de emisiones de contaminantes y manejo de cobertura vegetal
Regulación de la respuesta a eventos naturales extremos	Regulación de la respuesta de los sistemas naturales al embate de eventos naturales extremos y sus consecuencias sobre la población humana	Atmósfera y todos los ecosistemas terrestres	Interacciones entre los componentes físicos y bióticos de los ecosistemas y los patrones climáticos	Conservación/manejo de ecosistemas terrestres
Servicios culturales	Seguridad, belleza, espiritualidad, recreación cultural y social para las poblaciones	Todos los ecosistemas del país	Evolución a lo largo del tiempo y del espacio de la interacción entre los humanos y los ecosistemas	Mantenimiento de la biodiversidad y de los ecosistemas del país, mantenimiento del conocimiento y percepciones

Fuentes: Balvanera y Prabhu (2004); Beattie *et al.* (2005); Bravo de Guenni *et al.* (2005); Bruijnzeel (2004); Buchmann y Nabham (1996); Cassman *et al.* (2005); Daily *et al.* (1997); De Groot *et al.* (2005); Díaz *et al.* (2005); Falkenmark (2003); Folke *et al.* (2002); House *et al.* (2005); IEA (2002); Lavelle *et al.* (2005); Lovelock (1979); Panayatou y Ashton (1992); Pauly *et al.* (2005); Sampson *et al.* (2005); Shvidenko *et al.* (2005); Vörösmarty *et al.* (2005); Wood *et al.* (2005).

4.3 Oferta temporal y espacial de los servicios ecosistémicos en México

Las características propias y la condición actual de los ecosistemas mexicanos son determinantes del tipo, de la cantidad y de la calidad de los servicios que estos pueden proporcionar a las poblaciones humanas. La evaluación de las condiciones actuales de los ecosistemas mexicanos para brindar distintos servicios ecosistémicos, de los cambios temporales que se han presentado en estos, así como de los contrastes espaciales en nuestro heterogéneo país es indispensable para la adecuada planeación de las necesidades futuras de la población mexicana. A continuación presentamos un primer análisis de estos patrones.

4.3.1 Servicios de provisión

Alimentos derivados de la agricultura

El uso y la transformación de ecosistemas para obtener alimentos ha sido una actividad humana preponderante (cuadro 4.1). La obtención de alimentos derivados de la agricultura depende de la productividad primaria, es decir, la transformación de energía lumínica en tejido vegetal. Además, los ecosistemas naturales se han transformado en campos de cultivo con una o pocas especies; se han domesticado las especies de mayor utilidad, seleccionándose variedades con distintas características, e incluso modificando genéticamente los organismos para conferirles las características deseadas; además, se han utilizado insumos externos, como fertilizantes y plaguicidas, así como maquinaria para maximizar la producción (Wood *et al.* 2005).

La elevada diversidad biológica y cultural de México contribuyó a que un gran número de plantas silvestres fueran domesticadas; nuestro país es uno de los principales centros de origen de la agricultura. El maíz fue domesticado en México, en la región del Balsas, y hoy día se cuenta todavía con una gran diversidad de parientes silvestres y de variedades de maíz (MacNeish y Eubanks 2000). Los sistemas tradicionales de producción de maíz incluyen distintas variedades que se acoplan a diferentes condiciones climáticas, edáficas y de manejo; incluyen además una gran diversidad de especies, como frijoles, chiles y calabazas (recuadro 4.1).

Sin embargo, a pesar de esta rica historia y del gran número de plantas nativas cultivadas, solo tres cultivos, maíz, frijol y sorgo (el cual no es nativo de México), cubren 49% de la superficie cultivada del país (Siacon 2005). El incremento en la producción agrícola depende tanto de la expansión de la frontera agrícola como del aumento en los rendimientos por unidad de superficie. La extensión de la frontera agrícola puede evaluarse por medio de la evolución de la superficie sembrada: en México, esta ha permanecido relativamente estable en los últimos 20 años (alrededor de 23 millones de hectáreas). En cambio, la superficie cultivada per cápita acusó un descenso cercano a 29%, al pasar de 0.339 a 0.240 hectáreas por persona entre 1980 y 2002 (Siacon 2005). Los aumentos en el rendimiento se deben al tipo de tecnología utilizada (maquinaria, insumos químicos, semillas, irrigación y manejo de recursos genéticos por productores tradicionales) y pueden evaluarse a partir del análisis de los rendimientos (toneladas por hectárea). Se observa un ligero aumento en la producción (Fig. 4.1), debido al uso de tecnologías intensivas en insumos y capital en algunas regiones del país. Por ello el volumen de los insumos se incrementó 22% para los plaguicidas y 21% para el consumo de energía eléctrica empleada en el predio, aunque el consumo de fertilizantes a base de fosfatos permaneció constante y el de fertilizantes a base de nitrógeno disminuyó (−5%) (OCDE 2008). Este panorama no es homogéneo a lo largo del país. Las grandes unidades de producción comercial agropecuaria, principalmente en el norte, requieren capital y dependen de la irrigación y de la adquisición de insumos. Las unidades de producción de autosubsistencia, que se encuentran principalmente en el centro y sur del país, producen alimentos básicos como maíz y frijol. En la zona sur existen plantaciones y productores de autosubsistencia de café, caña de azúcar y plátano.

La producción de maíz aumentó de 12 a 19 millones de toneladas entre 1980 y 2002 (Siacon 2005). La superficie sembrada se incrementó en 651 000 hectáreas, mientras que los rendimientos aumentaron de 1.6 a 2.3 toneladas por hectárea. El aumento en la producción se explica fundamentalmente por el incremento en los rendimientos durante el periodo 1980-1988, cuando se difundió con mayor velocidad la tecnología de la llamada Revolución Verde.

En el caso del frijol se observa una situación análoga. La mejoría en los rendimientos es un factor que contribuyó de manera importante al crecimiento en la producción. Sin embargo, el aumento en los rendimientos fue modesto (se pasó de 475 a 660 kg por hectárea). La superficie cultivada se expandió de manera limitada (en tan solo 124 000 hectáreas) (Siacon 2005).

En el caso del sorgo, una especie forrajera, se observa una clara expansión de la superficie cultivada (aumentó

Recuadro 4.1 Servicios de provisión, regulación y culturales que proporcionan los agroecosistemas de México: el caso del maíz en la cuenca del Lago de Pátzcuaro

Marta Astier

Los agroecosistemas campesinos del maíz de la cuenca del Lago de Pátzcuaro son unidades de manejo complejas, compuestas por diversos subsistemas, y son multifuncionales (Fig. 1). Estas unidades cubren, por un lado, el objetivo de asegurar el autoconsumo de maíz y la generación de ingresos de los productores. Por otro, satisfacen también fines gastronómicos, festivos y religiosos. Los más de 3 000 productores de maíz de secano, con bajos insumos, produjeron aproximadamente 19 000 toneladas de maíz en el año 2002, sin contabilizar las ventas de ganado u otros subproductos (Sagar-Sedagro 2002).

La diversidad de maíz también representa un servicio de provisión. En un estudio reciente se identificaron siete razas y más de 15 variedades locales reconocidas, sembradas y utilizadas por los agricultores de la región. Este acervo de germoplasma responde a la diversidad agroambiental (o del uso del paisaje), pero también a la diversidad de la demanda de tipos de maíz y de subproductos. Los agricultores trabajan dos, tres y hasta cuatro parcelas ubicadas en parajes diferentes; estos sitios pueden contar con características climáticas y edáficas disímiles y, por lo mismo, los agricultores utilizan en promedio cinco variedades de maíz diferentes (Astier y Barrera-Bassols 2005).

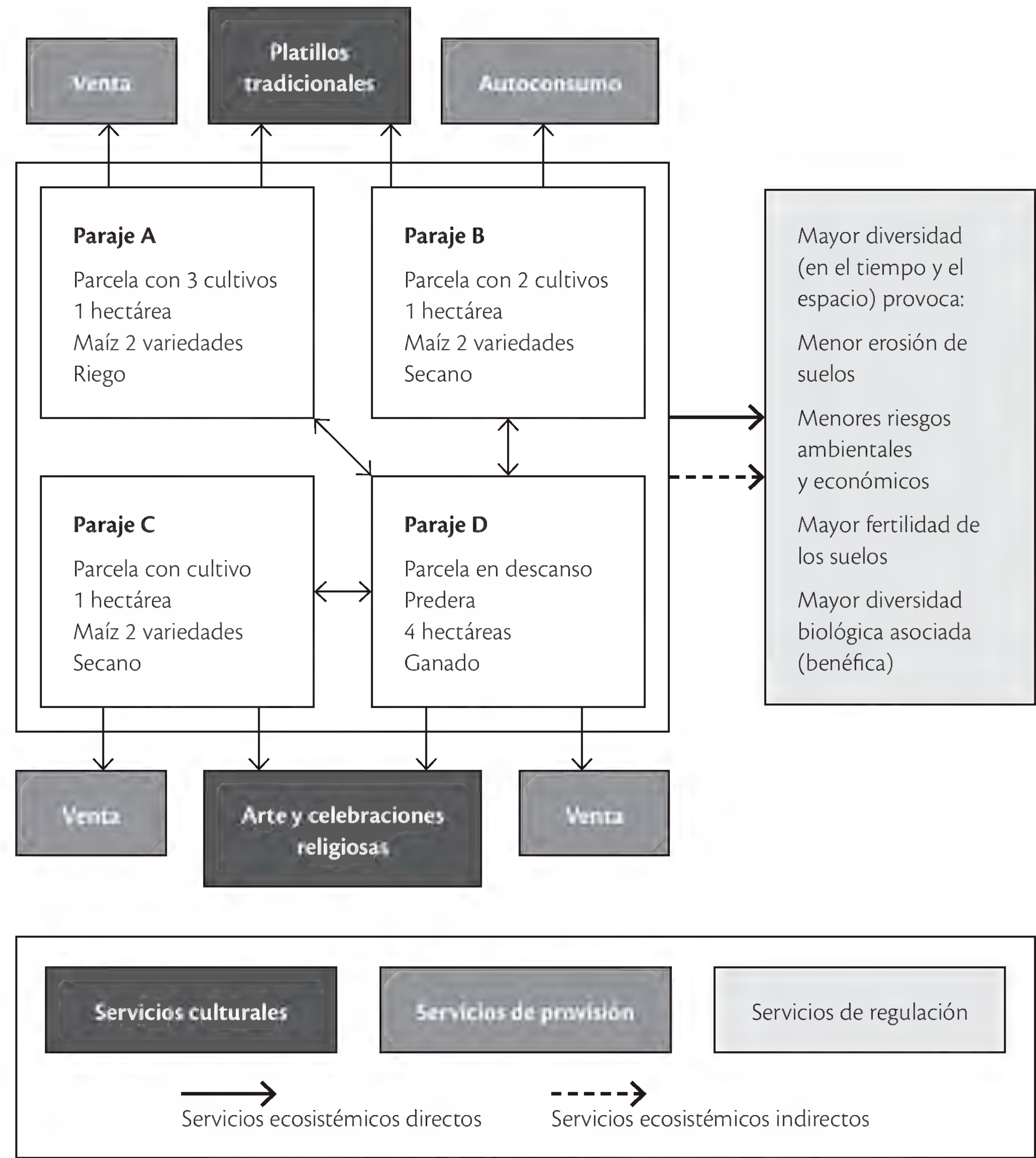


Figura 1 Esquema del agroecosistema de maíz en la cuenca del Lago de Pátzcuaro y los servicios ecosistémicos que porporciona. Fuente: elaborada por M. Astier.

La diversidad de cultivos y variedades tiene un efecto en la regulación de plagas, enfermedades y condiciones de fertilidad del suelo. En esta región la mayoría de los agricultores cultiva más de tres especies, aunque no es raro encontrar a quienes siembran más de cinco de manera asociada o en rotación; los cultivos más comunes son maíz, frijol, trigo, avena y ebo (*Vicia sativa*). Estudios realizados en la región demuestran que el ebo manejado en esquemas de rotación favorece la presencia de macroentomofauna benéfica (Pérez-Agis 2000), la calidad de los suelos (Astier *et al.* 2006) y la economía de la unidad productiva (Astier y Hollands 2005). Diversificar significa incrementar la oferta de productos cosechados y disminuir el riesgo por pérdidas debido a perturbaciones climáticas o biológicas. A diferencia de los paisajes uniformes de la agricultura más comercializada y moderna, la agricultura de la región de Pátzcuaro comprende un mosaico en donde se intercalan las parcelas cultivadas, las praderas en descanso, los bosques y las huertas frutales.

El cultivo del maíz tiene una gran importancia entre los purépechas, no solo como alimento sino como elemento vital de su cultura. Esto se refleja en el gran significado ceremonial-religioso que ha tenido a lo largo del tiempo, y en la enorme variedad de platillos que se preparan con él (Mapes 1987). Existe una cultura culinaria purépecha muy elaborada, ya que cada platillo requiere un tipo específico de maíz y frecuentemente incluye otros cultivos nativos, como la chía (*Chenopodium berlandieri*), el tamarindo, el nurite (*Satureja macrosterma*), el frijol y los chiles. El maíz de color (elotes occidentales y elote cónico) se utiliza para pozole, chapatas, jahuacatas, ponteduros, iurichustatas, etc.; el maíz amarillo (cónico), para los elotes cocidos, las tortillas, el pinole y el ganado; el maíz blanco (chalqueño, purépecha, cónico), para hacer tortillas, atoles, tokeras, gorditas, corundas (Astier y Barrera-Bassols 2005).

Se tienen además las festividades relacionadas con el maíz que provienen del mundo prehispánico, y que hoy se celebran de acuerdo con el santoral: las ceremonias propiciatorias, como la del Domingo de Ramos (que coincide con la fecha de la siembra), cuando se bendicen las semillas; la de san Isidro Labrador, "el santo de los agricultores", al que se le adorna con mazorcas de maíz de todos los tipos, y la Fiesta de Corpus Christi o "fiesta de las aguas", en la que se piden lluvias abundantes. También están las ceremonias del maíz nuevo, en las que se ofrecen los primeros frutos, y las de agradecimiento, al finalizar la cosecha (Barrera-Bassols 2003; Mapes 1987). Cada ceremonia religiosa viene acompañada de un platillo típico especial o de una ofrenda con maíz.

Por estas razones, los sistemas campesinos relacionados con el maíz ofrecen un legado de germoplasma y conocimientos locales. Este legado, sin embargo, además de no estar valorado en el mercado, se encuentra amenazado; hay un abandono acelerado de los sistemas agrícolas campesinos; las prácticas de manejo beneficiosas se empiezan a perder y existe un creciente aumento de la entrada de maíz híbrido procedente de otras regiones. Se requiere una política que estimule esquemas sustentables para los diferentes "momentos" de este sistema alimenticio: producción, distribución, procesamiento y consumo. En otras palabras, se debe premiar la diversidad genética, la oferta de productos sanos, los servicios de regulación, la gastronomía tradicional y la continuación de una identidad cultural.

en más de 358 000 hectáreas); en cambio, los rendimientos cayeron de 2.8 a 2.5 toneladas por hectárea (Siacon 2005). Esto puede significar que la expansión de la superficie cultivada se hizo en tierras de menor calidad.

Puede verse un incremento ligero en la producción y una tendencia al mantenimiento de la superficie cultivada para los principales granos y oleaginosas. Cuando se analizan las tendencias per cápita se observa que la producción de granos básicos por habitante ha permanecido constante en la última década (CEPAL 2006). El balance entre oferta y demanda de granos básicos es negativo: los ecosistemas mexicanos transformados para la actividad agrícola solo satisfacen alrededor de 65% del consumo, por lo que el resto de la demanda se satisface por medio de la importación.

Existen varias alternativas, cada una asociada a costos y beneficios particulares. Para satisfacer el déficit actual, o por lo menos la creciente demanda de alimentos asociada al crecimiento poblacional, la expansión de la frontera agrícola solo podrá darse en terrenos no aptos para la agricultura (con bajos rendimientos y elevados costos ambientales), y a pesar de una estabilidad en la superficie agrícola del país se constatan severos deterioros en estos, tanto en zonas montañosas, por efectos de la erosión, como por el uso excesivo de riego y agroquímicos en zonas planas (OCDE 2008). Los sistemas de producción agrícola intensiva presentan actualmente rendimientos elevados, dependientes de usos intensivos de plaguicidas, fertilizantes y herbicidas. Podrían darse aumentos en la productividad por unidad de superficie mediante la

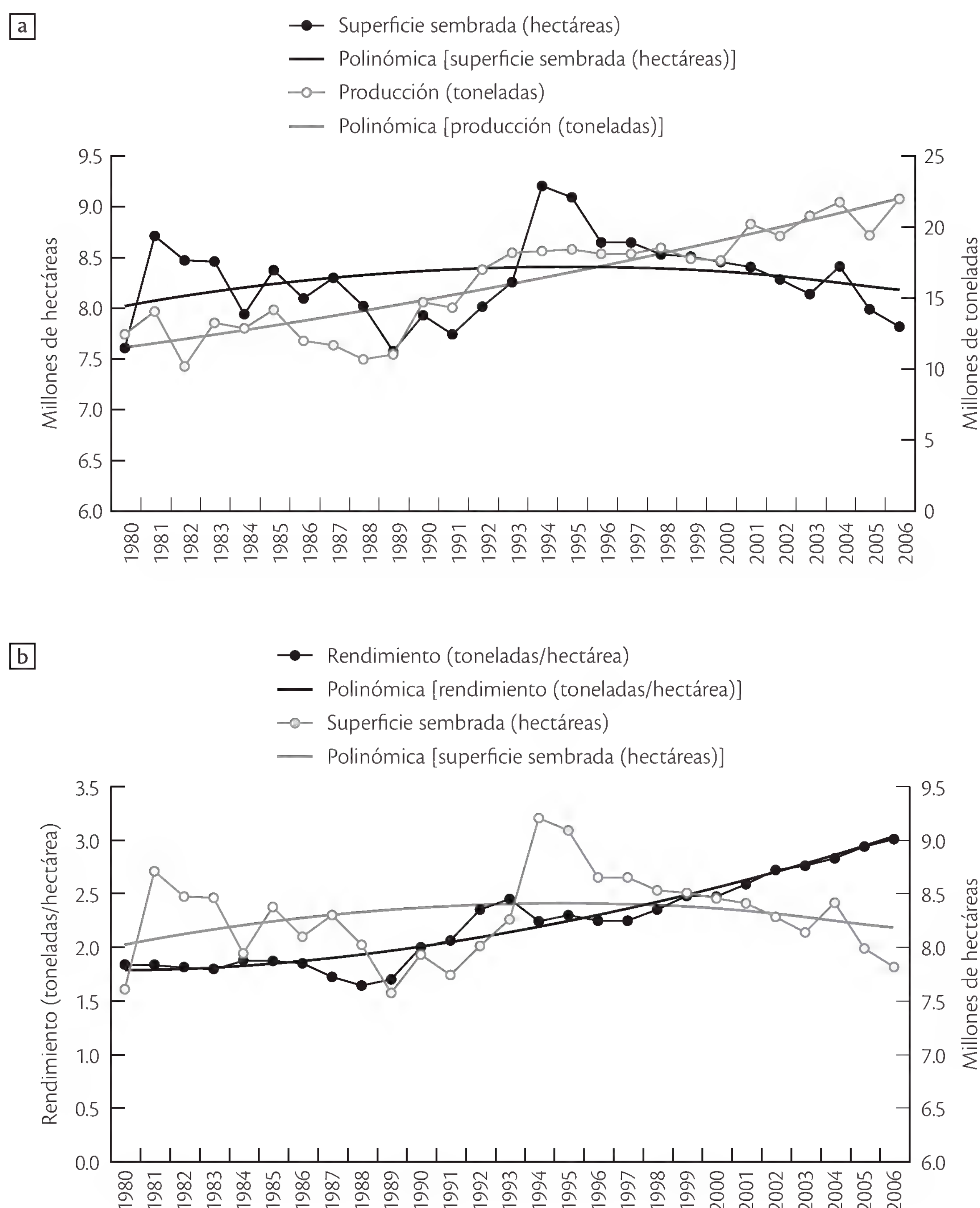


Figura 4.1 Tendencias temporales de la producción de alimentos derivados de la agricultura en México entre 1980 y 2006: ***(a)*** expansión de la frontera extensiva: superficie sembrada y producción (maíz, frijol y sorgo), así como un resumen de la tendencia polinómica, y ***(b)*** expansión de las fronteras extensiva e intensiva: rendimientos y superficie sembrada. Fuente: Siacon (2005).

adopción y difusión de tecnologías apropiadas y sustentables, que permitan reducir o controlar los impactos ambientales de la intensificación para los productores que trabajan en condiciones adversas (baja calidad de sus tierras, pendientes pronunciadas de sus parcelas, elevados riesgos de sequía, lluvias torrenciales, heladas tempranas o plagas). La promoción y el mantenimiento de sistemas diversos de producción, en el contexto de un uso diverso de distintas unidades del paisaje, permitirá diversificar los productos obtenidos mientras se maximiza el mantenimiento de la biodiversidad, asegurando la sustentabilidad ecológica y social de estos sistemas.

Alimentos derivados de la ganadería

La producción primaria y su transferencia al siguiente nivel trófico, el de los herbívoros, sustentan la producción de alimentos derivados de la ganadería (cuadro 4.1). Los productos derivados de esta actividad satisfacen las necesidades proteicas de un porcentaje creciente, aun-

que limitado, de la población. Su producción depende de la transformación de ecosistemas en pastizales, de la cría de animales en encierros a partir de productos derivados de campos de cultivo o del pastoreo en ecosistemas naturales, además de la selección de variedades y la manipulación genética (Wood *et al.* 2005).

Hoy día los ecosistemas transformados para la producción ganadera bovina son el uso del suelo más extendido en todo el territorio. De hecho, la transformación ganadera es el principal factor asociado al cambio de uso del suelo del país (Semarnat y PNUD 2005); cerca de 110 millones de hectáreas, en su mayoría en zonas áridas y semiáridas, se utilizan para ganadería de forma permanente o estacional (SIAP-Sagarpa 2001). De estas, 107.8 millones de hectáreas corresponden a praderas, pastizales y matorrales, y más de 2 millones son superficies agrícolas para cultivo de forrajes para animales (granos forrajeros como el sorgo, forraje de corte y oleaginosas).

En los trópicos se ubica solo 23.4% del total nacional de la superficie ganadera (25.7 millones de hectáreas) (Villegas *et al.* 2001), sin embargo, contribuyen con 62% de la producción total nacional de la biomasa forrajera. En los trópicos hay un uso reducido de cultivos forrajeros en apoyo a los agostaderos y praderas; en cambio, en el norte y el centro del país se produce 44% de los cultivos forrajeros, que a su vez producen alimentos de alta calidad y de alto rendimiento para intensificar los sistemas de producción bovina y en particular de leche (Villegas *et al.* 2001). La población actual de vacunos en México es cercana a 31 millones de cabezas, lo que representa una proporción aproximada de 0.31 reses por persona; de estas, casi 17 millones se localizan en regiones tropicales (SIAP-Sagarpa 2001).

En la década de los setenta la ganadería mostró un crecimiento acelerado; en los ochenta la producción animal se estancó, e incluso se observaron reducciones; en los noventa se reactivó y volvió a crecer la producción de carne y leche de bovino (Fig. 4.2). La superficie ganadera en los trópicos no mostró crecimiento durante la década de los ochenta, y durante los noventa su crecimiento fue por debajo de 0.5% anual; el resto del país mostró una tasa negativa de 1980 a 1994 (Cotecoca 1994), aunque tendió a recuperarse solo después del año 2000. Sin embargo, la producción de carne y la de leche (Fig. 4.2b) han aumentado significativamente; esto se debe sobre todo a la intensificación de esta producción mediante el uso de corrales de engorda y suplementos en su alimentación, especialmente en el norte del país. Como resultado, el rendimiento de carne de res en canal por cabeza en promedio se ha incrementado en el país; en el norte el aumento ha sido mayor (E. González-Padilla, com. pers.). En este proceso, los grandes productores y las cooperativas con sentido empresarial tuvieron mayor capacidad de intensificación que los pequeños productores familiares.

Al considerar las tendencias per cápita (INEGI 2005b), la producción de leche se mantuvo en alrededor de 250 ml de leche/persona al día entre 1972 y 2000. En cambio, la producción de carne de res osciló en cerca de 40 g de carne/persona al día. Otras actividades ganaderas contribuyen con 63 g de carne de pollo/persona al día, 30 g de carne de cerdo y 2.5 g de carne de ovino y de caprino en el ámbito nacional (Siacon 2005; E. González-Padilla, com. pers).

Alimentos derivados de la pesca

Los océanos y mares proporcionan una gran variedad de servicios ecosistémicos que incluyen el mantenimiento de una elevada biodiversidad, la regulación de los ciclos de nutrientes, del clima y de la calidad del aire, así como bienestar espiritual y esparcimiento (Pauly *et al.* 2005). En particular, la producción de alimentos derivados de la pesca, tanto para humanos como para el ganado, contribuye significativamente a la satisfacción de necesidades básicas de las poblaciones, así como a su comercio (Wood *et al.* 2005). La obtención de estos alimentos se basa en la cosecha de animales silvestres, que dependen de la transferencia de energía entre los distintos niveles tróficos (cuadro 4.1). Los alimentos derivados de la pesca también pueden provenir de ecosistemas acuáticos continentales, pero este componente está poco documentado y no será abordado aquí.

Los ecosistemas marinos mexicanos han proporcionado entre 1.2 y 1.4 millones de toneladas de productos pesqueros durante las últimas tres décadas (Conapesca 2003). El 76% de los productos pesqueros se utiliza para el consumo humano directo y 23% para consumo humano indirecto, y menos de 1% es para uso industrial (Conapesca 2003). La Carta Nacional Pesquera (Conapesca 2000) documenta la existencia de 589 especies pesqueras que se comercian en el país, aunque las 12 principales pesquerías se han basado en alrededor de 112 especies (Conapesca 2003).

La capacidad de los ecosistemas marinos para proveer alimentos derivados de la pesca está disminuyendo (Fig. 4.3). Esta disminución se debe a la sobrepesca, al deterioro en la salud de ecosistemas marinos esenciales

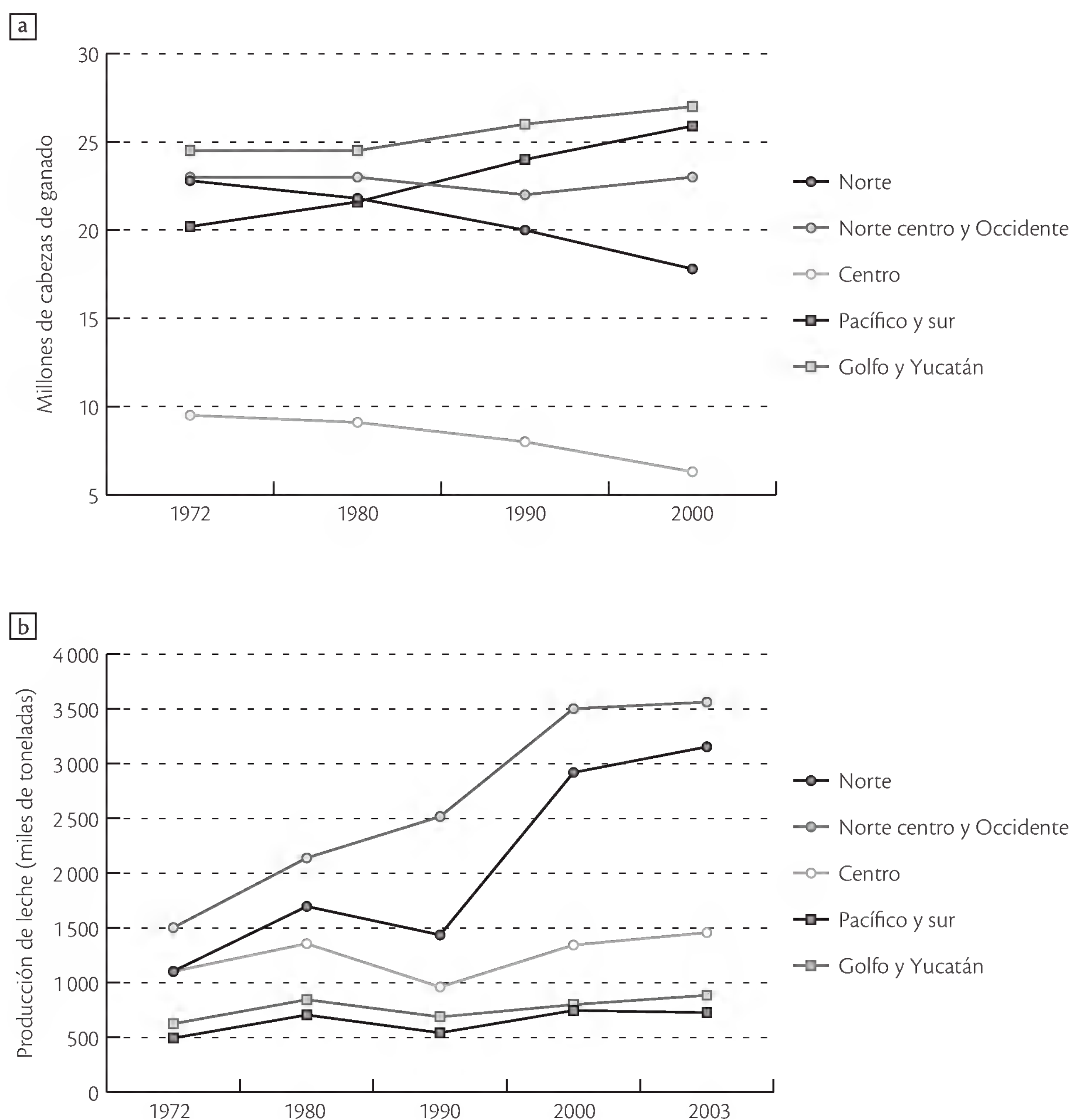


Figura 4.2 Tendencias temporales y espaciales de la producción de alimentos derivados de la ganadería en México: ***(a)*** inventarios de bovinos, y ***(b)*** producción de leche. Fuentes: Sagarpa (2005); SIAP-Sagarpa (2001, 2005).

para completar el ciclo de vida, a la introducción de especies y probablemente al cambio climático (Nadal 1994; Helfman *et al.* 1997; Espinoza-Tenorio *et al.* 2004; Wood *et al.* 2005; UNEP 2006). Los ejemplos más claros de colapsos de pesquerías o desaparición de especies pesqueras en México incluyen el agotamiento de las poblaciones de tortugas marinas, totoaba, abulón y mero durante las décadas de los setenta y ochenta (Fig. 4.3). Las pesquerías de sardina y anchoveta, de importancia comercial fundamental, presentan claros signos de colapso a partir de los años ochenta (Conapesca 2003). Además, lagunas costeras enteras, como la Laguna Chacahua en Oaxaca, se han colapsado por efecto de la pesca, por la saturación del sistema ocasionada por los desechos de la acuicultura y por la alteración de la calidad del agua por desechos de origen urbano, industrial o agrícola (Schoijet 2002; Ortiz-Lozano *et al.* 2005). Sin embargo, existen algunos casos de especies cuyas capturas van en aumento, como son los pericos (*Scarus compresus* y *S. ghobban*) y cochitos (*Balistes polylepis*), aunque probablemente estas tendencias se deban a un mayor esfuerzo pesquero, mas no a una recuperación de las poblaciones (Sala *et al.* 2004).

Al considerar los datos de producción per cápita (INEGI 2005b), la situación es aún más crítica. La producción de alimentos derivados de la pesca se redujo de 170 g/persona al día en 1970 a 91 g en 2000, con un pico en 1980 (288 g/persona al día). Además, a partir de la década de los ochenta se canaliza 20% de esta producción a la transformación industrial en alimentos balanceados para uso avícola y acuícola (Conapesca-Sagarpa

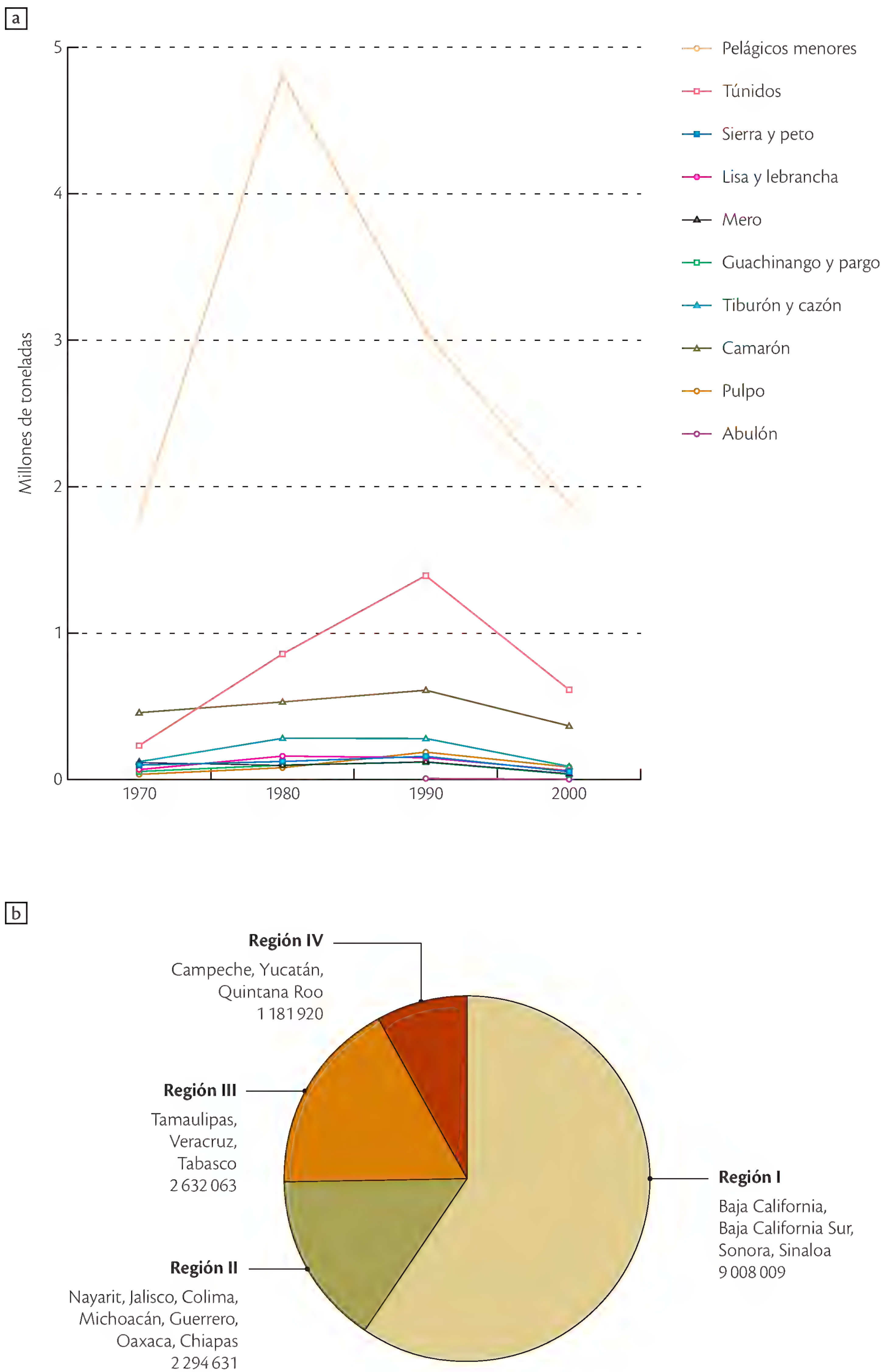


Figura 4.3 Tendencias temporales y espaciales de la producción de alimentos derivados de la pesca en México: ***(a)*** volumen de la producción pesquera en peso vivo por especies principales entre 1970 y 2000, y ***(b)*** volumen de producción pesquera en peso desembarcado por región. Fuentes: Conapesca-Sagarpa (2003); Sagarpa (2001).

2003). Hoy día, solo 15% de las pesquerías cuenta con un desarrollo potencial, 65% se encuentra en su máximo rendimiento sostenible y 20% han sido deterioradas (Conapesca 2003).

La productividad pesquera del país se comporta de forma distinta en las cuatro regiones pesqueras (Fig. 4.3b): Región I (Baja California, Baja California Sur, Sonora, Sinaloa); Región II (Nayarit, Jalisco, Colima, Michoacán, Guerrero, Oaxaca, Chiapas); Región III (Tamaulipas, Veracruz, Tabasco); Región IV (Campeche, Yucatán, Quintana Roo) (Nadal 1994; Conapesca-Sagarpa 2003; Conapesca 2003). La región del Golfo de California es hoy día la más productiva a pesar de que depende de dos (sardina y anchoveta) de las cuatro especies de importancia para la región (incluyendo al atún y el camarón), que ya presentan signos claros de colapso poblacional. La pesca de camarón es la de mayor valor económico, pero esta siendo claramente sobreexplotada; el tamaño de los individuos cosechados es cada vez menor, y los viajes de pesca son cada día más duraderos. Además, las redes de arrastre utilizadas para la pesca de esta especie equivalen a arrancar el fondo marino, lo que trae consigo consecuencias negativas severas sobre los ecosistemas marinos. El atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) es muy abundante en el Pacífico central oriental por las surgencias marinas que hacen confluir nutrientes y por una cadena trófica muy productiva entre Ensenada y Mazatlán. Sin embargo, su estrecha asociación con el delfín ha provocado la mortalidad incidental de delfines durante la pesca del atún aleta amarilla. La mayor parte de la pesca de escama (guachinango, robalo, mero, etc.) proviene de la sonda de Campeche, donde también hay evidencia de sobreexplotación. La flota pesquera es muy numerosa, multiespecífica y de difícil regulación; sus efectos sobre fondos rocosos y arrecifes coralinos son difíciles de medir (Caso *et al.* 2003; Rivera Arriaga *et al.* 2004).

Alimentos derivados de la acuicultura

La acuicultura se distingue de la pesca porque involucra actividades de manejo para la cosecha de estos alimentos (Wood *et al.* 2005). El manejo puede incluir la introducción de especies, la modificación física del ecosistema o la creación de estanques u otros ecosistemas para su cría y la suplementación alimenticia con productos agrícolas o derivados de la pesca (cuadro 4.1).

La disminución en la disponibilidad de recursos pesqueros, aunada a la creciente demanda de proteína animal por parte de la población en zonas rurales y urbanas, ha incentivado el crecimiento de la acuicultura en México en los últimos años. Se ha proyectado un potencial productivo superior a las 800 000 toneladas anuales (Palomo y Arriaga 1993) y se han identificado 136 especies que pueden ser cultivadas, de las cuales se aprovechan 57; se cuenta con dominio tecnológico para 13 especies (incluyendo peces, crustáceos, moluscos, anfibios, reptiles y algas), con las cuales se pueden practicar cultivos de ciclo completo (Palomo y Arriaga 1993).

A pesar de la elevada riqueza de especies de peces en los cuerpos de agua del país, la acuicultura se basa fundamentalmente en dos especies: la carpa (introducida de China) y la tilapia (introducida de África). En los cuerpos de agua más fríos se desarrollan las carpas, mientras que en los más cercanos a las costas prosperan las tilapias (Zambrano *et al.* 2006). Se cuenta con la tecnología para que su cultivo sea fácil y de bajo costo, lo que las convierte en ideales para la producción acuícola. De hecho, la producción de estas dos especies aumentó de manera significativa durante los primeros años de la década de los ochenta, pero en los últimos años se ha mantenido igual e incluso ha venido disminuyendo (Fig. 4.4). Sin embargo, las características biológicas de estas especies las hacen agresivas, no solo para las especies nativas sino para el mismo sistema acuático. La tilapia y la carpa conducen a la extinción local de especies nativas, muchas de ellas endémicas, como ha sucedido en la Cuenca del Lerma (Echelle y Echelle 1984; Miller 1986; Espinosa *et al.* 1993). Además, contribuyen a disminuir la calidad del agua, a la erosión de los bancos y a un aumento en la turbidez del agua (Tapia y Zambrano 2003).

En las lagunas costeras y manglares la especie más común para la acuicultura es el camarón. En años recientes su producción ha venido aumentando de manera significativa (Fig. 4.4) debido a que este organismo es de alto valor comercial. Sin embargo, el efecto que puede tener el cultivo de camarón sobre la diversidad de los sistemas costeros en los que se desarrolla puede ser muy grave. La transformación de manglares y lagunas inhibe la reproducción de especies marinas que dependen fundamentalmente de estos hábitats (Helfman *et al.* 1997; UNEP 2006).

Madera

Los bosques y otros ecosistemas dominados por plantas leñosas proporcionan una amplia gama de servicios ecosistémicos. Estos servicios incluyen la regulación de la erosión, del ciclo hidrológico, del clima, de la respuesta de los ecosistemas a eventos extremos, el mantenimiento

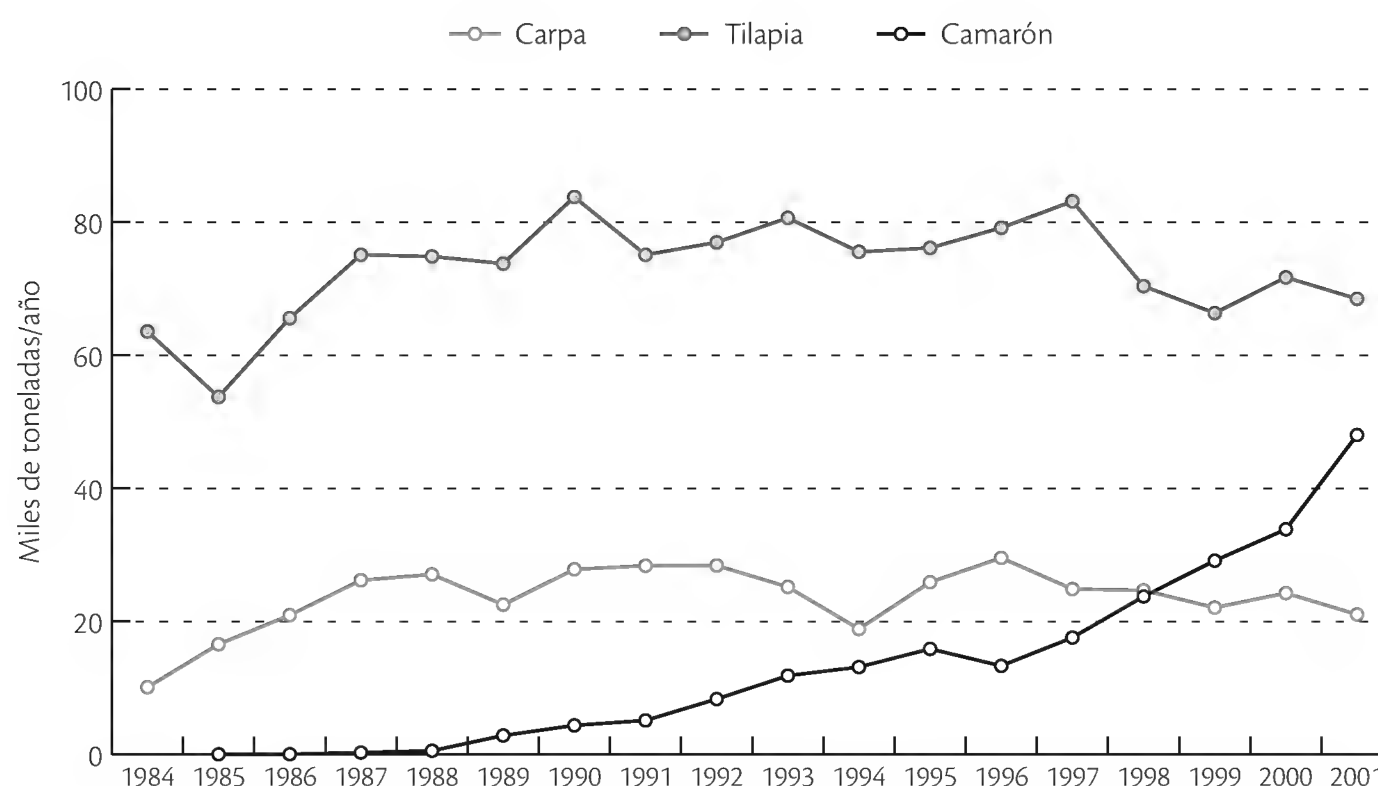


Figura 4.4 Tendencias temporales de la producción de alimentos derivados de la acuicultura en México: producción de tres grupos de organismos en el periodo 1984-2001. Fuente: Conapesca (2003).

de la biodiversidad, la provisión de una amplia gama de recursos para la subsistencia de comunidades rurales e indígenas, así como la protección de patrimonios naturales y culturales, y oportunidades recreativas (Shvidenko *et al.* 2005). En los bosques la materia orgánica se acumula como resultado de la productividad primaria en árboles de gran tamaño. Estos árboles son aprovechados por las poblaciones humanas como fuente fundamental de materiales de construcción; su extracción constituye una actividad económica importante.

La oferta potencial de recursos maderables en nuestro país es muy elevada. Por un lado, México cuenta con una superficie forestal de 128 millones de hectáreas, de las cuales casi 75% corresponden a coberturas clasificadas como vegetación primaria o secundaria (INEGI 2005a), lo que lo ubica en el decimoprimer lugar mundial en términos de superficie forestal. Por otro lado, debido a la enorme diversidad de especies, nuestro país presenta una amplia oferta de especies maderables. Sin embargo, debido a la subutilización de este recurso, México ocupa tan solo el sitio 26 en cuanto a producción de madera (Conafor 2003). Además, esta depende fundamentalmente de la producción de un solo género de árboles (*Pinus* spp.); de los 6.3 a 9.4 millones de m^3 de madera en rollo producidos cada año entre 1990 y 2003, este género contribuyó con entre 78 y 85 por ciento (Fig. 4.5a). Las tecnologías para el manejo y procesamiento de otras especies son muy limitadas.

Además de que el potencial de los bosques mexicanos para su manejo forestal está siendo subutilizado, se desperdicia la madera a consecuencia del cambio de uso del suelo. En México se pierden cada año entre 189 000 y 501 000 hectáreas de bosques tropicales y entre 127 000 y 167 000 hectáreas de bosques templados para abrir paso a la agricultura y a la ganadería (Masera *et al.* 1997). Sin embargo, los árboles talados durante este proceso de transformación no son incorporados a las actividades de extracción y procesamiento de madera.

El sector forestal presenta además un estancamiento, o incluso retroceso temporal. En la última década la producción de madera en México ha permanecido relativamente estable, a pesar de los incrementos en la demanda asociados al aumento del tamaño poblacional. El balance entre oferta y demanda es negativo: México importa madera para satisfacer la demanda. En el año 2000, la producción de madera interna de México tan solo satisfizo 58% de la demanda nacional de productos forestales, por lo que fue necesario importar el restante 42%; se provocó así un déficit de 5 700 millones de dólares, lo que representó 48% del déficit de la balanza comercial de México (Conafor 2003). Lejos de mejorar, este déficit parece ir en aumento, ya que en el año 2003 México importó 3.3 veces más productos forestales (principalmente madera) de los que exportó; ese año el déficit en la balanza comercial en el sector forestal fue de 2 800 millones de dólares (CCMSS 2005) (Fig. 4.5b).

Un problema adicional del sector forestal es la extracción ilícita de madera. Se estima que el volumen de ex-

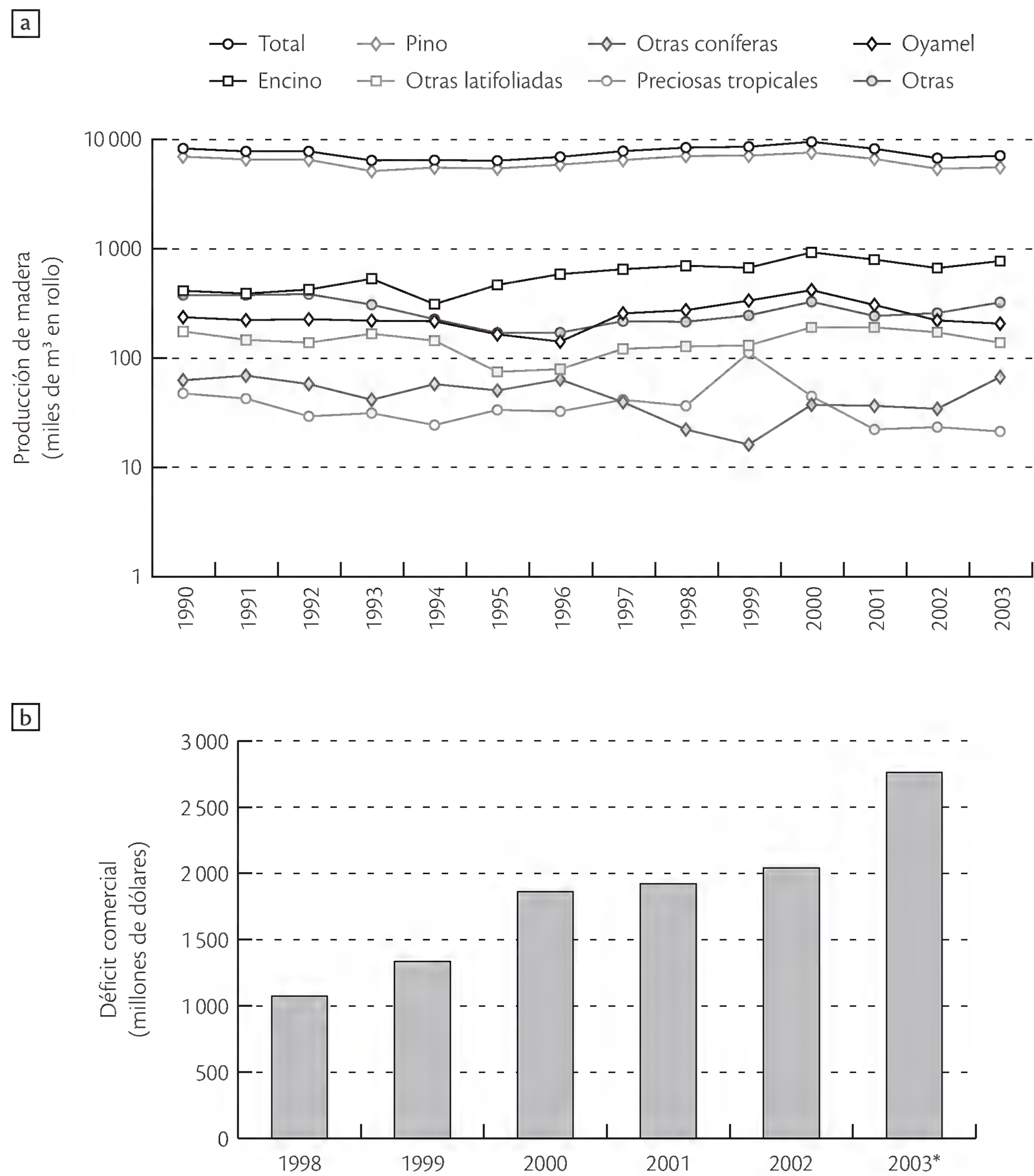


Figura 4.5 Tendencias temporales de la producción de madera en México: ***(a)*** producción de madera en rollo, 1990-2003, por tipos de árboles, y ***(b)*** déficit de la balanza comercial de productos forestales en México. * El déficit para el año 2003 asciende a 3 599 millones de dólares, considerando imposiciones arancelarias. Se incluyó una cifra sin dichas imposiciones arancelarias ya que no se cuenta con ese valor para los años 1998-2002. Fuentes: INEGI (2005a); Semarnat (2003).

tracción ilícita de madera industrial es de alrededor de 13 millones de m^3 por año (Torres-Rojo 2004), equivalente a más del doble de lo producido por medio de esquemas legales de extracción. Además, por venderse en condiciones de ilegalidad, estos recursos generan una pérdida de ingresos a ejidos y comunidades de alrededor de 4 000 millones de pesos.

La producción forestal del país está muy concentrada espacialmente. Solo cinco entidades federativas (Durango, Chihuahua, Michoacán, Oaxaca y Jalisco) contribuyen con más de 75% de la producción forestal del país (Semarnat 2003). Michoacán y Oaxaca forman parte de los cinco estados con mayor diversidad biológica en el país. Estos estados poseen un elevado potencial forestal a partir de sus bosques nativos; sin embargo, si la explotación forestal se basa en la reforestación intensiva de *Pinus* spp. para reemplazar la vegetación nativa, esto podría tener consecuencias graves sobre el mantenimiento de su biodiversidad.

Una perspectiva alentadora dentro del sector forestal es que México ocupa el primer lugar en manejo comunitario de bosques certificados como sustentables, tanto en zonas templadas como tropicales. A la fecha, 849 000 hectáreas se encuentran en este esquema, produciendo 1.23 millones de m^3 al año (RFA 2006), lo que corresponde a 14% de la producción de madera nacional. Este tipo

de manejo asegura el mantenimiento de la integridad del bosque, de su biodiversidad y de los otros servicios que el bosque proporciona.

Leña

La producción de tejido leñoso en las plantas como resultado de la productividad primaria en bosques, selvas, matorrales, manglares y desiertos es aprovechada como fuente de energía (IEA 2002; Balvanera y Prabhu 2004; Sampson *et al.* 2005).

Los ecosistemas mexicanos proveen combustibles para satisfacer 11% del total de la demanda energética, 46% de la demanda energética residencial y 80% de la demanda energética del sector rural (Díaz 2000; Sener 2002). El volumen de biomasa vegetal utilizada como combustible es tres o cuatro veces superior al volumen de la extracción de madera comercial (Semarnat 2002; Masera *et al.* 2005; Masera *et al.* 2006). Este recurso es fundamental para la población mexicana, puesto que en nuestro país alrededor de 25 millones de personas cocinan con leña. Cerca de 17 millones de habitantes disponen únicamente de leña como combustible para cocinar, calentar agua y calentarse; otros 9 millones de personas usan leña en conjunto con gas licuado a presión (INEGI 2000; Masera *et al.* 2005; Masera *et al.* 2006).

La oferta accesible de leña en México proveniente de bosques, selvas, matorrales y otros tipos de vegetación natural se estima entre 58 y 96 millones de toneladas de materia seca al año. Estas cifras varían a lo largo del país debido a diferencias en la productividad y el acceso físico al recurso (Masera 2005) (Fig. 4.6a; no se consideraron limitaciones legales de acceso al recurso).

El consumo estimado de leña en México es de alrededor de 19 millones de toneladas al año en base húmeda; por lo tanto, en el país no existe déficit entre oferta y demanda (Masera *et al.* 2006). Se observa, sin embargo, que en los últimos años la demanda total de leña ha aumentado muy ligeramente; en cambio, la oferta ha tendido a disminuir debido a la deforestación y degradación de bosques y selvas. Estos patrones generales presentan una marcada heterogeneidad espacial. En el centro-sur de México (Veracruz, zona de la Huasteca, puntos específicos de Oaxaca y Chiapas, entre otros) existen zonas en las cuales se ha encontrado una disminución en la capacidad de provisión de leña dada por un incremento rápido en su demanda y una continua degradación de las masas forestales. Por el contrario, en el norte del país se estima que la capacidad de provisión de leña ha aumentado (Masera 2005; Masera *et al.* 2005; Masera *et al.* 2006) (Fig. 4.6b).

Recursos diversos

La enorme biodiversidad del planeta, incluyendo plantas, animales, hongos, bacterias, tanto terrestres como acuáticos, proporciona gran número de servicios ecosistémicos que dependen del mantenimiento de tal biodiversidad. Como ya se dijo, los servicios pueden ser de provisión, satisfaciendo necesidades alimentarias, de salud o como fuente de ingresos. La biodiversidad desempeña también un papel central en numerosos procesos del ecosistema, y resulta relevante entonces por sus servicios de regulación; por ser un componente central de los ecosistemas, provee además servicios de sustento (Díaz *et al.* 2005; Balvanera *et al.* 2006). Algunos recursos pueden estar exentos de usos actuales, pero son la base para el descubrimiento futuro de nuevos productos farmacéuticos o industriales (recuadro 4.2); también pueden ser acervos de material genético de especies útiles, o fuente de especies con mejor capacidad de adaptación a condiciones climáticas futuras. La biodiversidad, por lo tanto, produce importantes ganancias económicas potenciales (Beattie *et al.* 2005).

México ofrece una gran variedad de recursos o servicios debido a su elevada diversidad biológica (genes, especies, ecosistemas), así como a su diversidad cultural. Dichos servicios son particularmente importantes para 20% de los mexicanos que viven en poblaciones de menos de 15 000 habitantes, es decir, en zonas rurales (INEGI 2005a). Los múltiples beneficios derivados de la biodiversidad se obtienen de la extracción individual de recursos, del manejo de productos forestales no maderables o de unidades de manejo de vida silvestre. Dada su amplitud, y la gran variedad de esquemas conceptuales y legales dentro de los cuales la obtención de estos recursos puede ser incluido, es prácticamente imposible hacer una cobertura completa del tema en este capítulo. Aquí lo abordaremos desde cuatro perspectivas contrastantes: los productos forestales no maderables con importancia económica, las plantas vasculares medicinales, los vertebrados silvestres útiles y los insectos comestibles y medicinales.

Los productos forestales no maderables (PFNM) abarcan una gran variedad de recursos que se extraen de bosques, selvas, matorrales o desiertos mediante distintos tipos de manejo. Los PFNM incluyen plantas, animales, hongos, suelo y sus derivados, que pueden ser utilizados

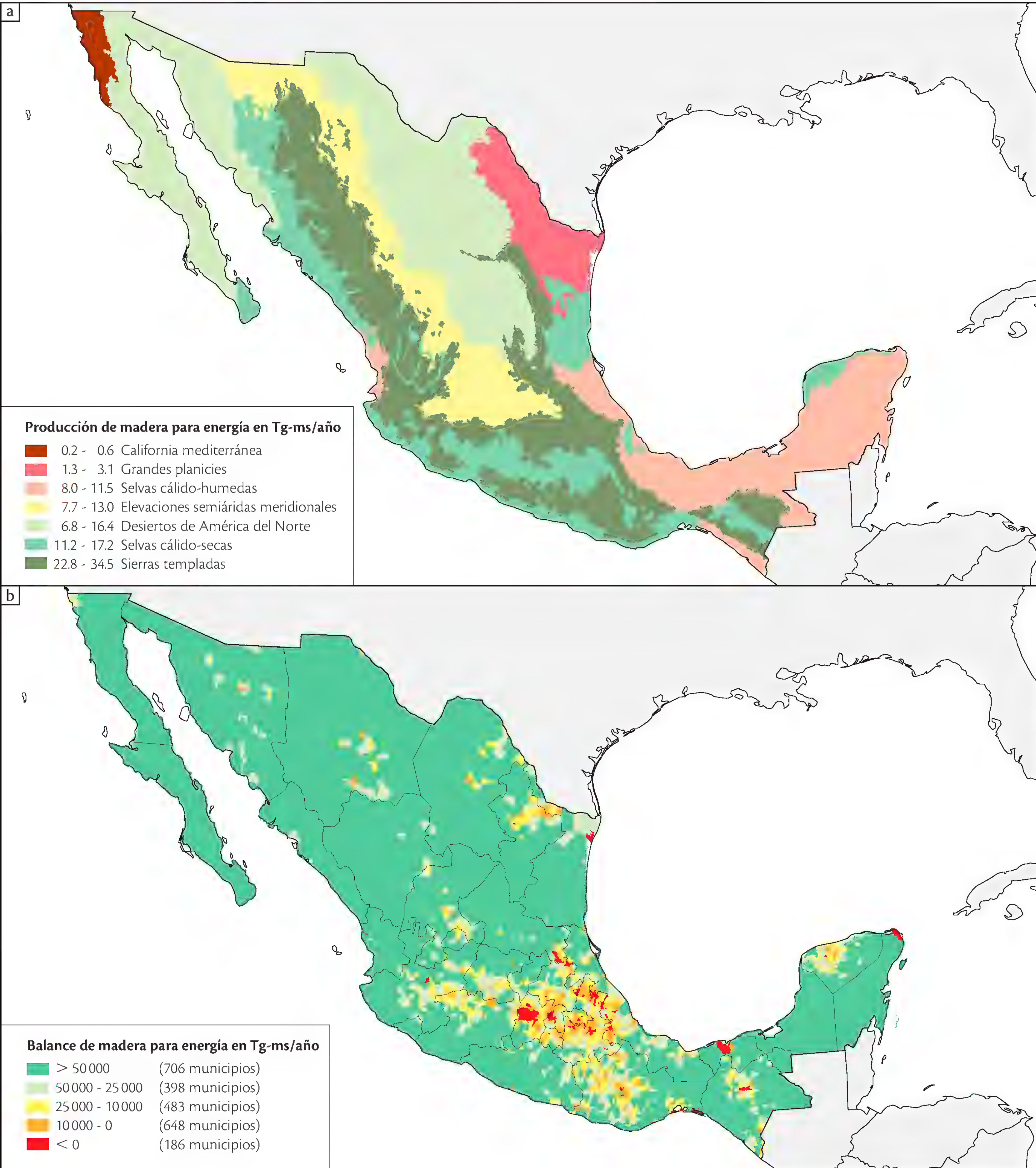


Figura 4.6 Tendencias espaciales de la producción y el consumo de leña en México para el año 2000. Información agregada por ecorregión de nivel I: ***(a)*** rangos de producción de leña proveniente de bosques, selvas, matorrales y manglares naturales accesibles desde localidades y carreteras en 2000, y ***(b)*** balance entre la oferta y demanda de madera para leña en 2000. La información se desagregó por municipio. Se consideró para el cálculo del balance la oferta de madera para producir energía que proviene de coberturas naturales (*e.g.*, bosques) y antrópicas (*e.g.*, áreas agrícolas), accesibles desde localidades y carreteras. La oferta se obtuvo para el mapa de ecorregiones de nivel III y la demanda a partir de información de censos basada en municipios. Tg-ms = teragramos (o millones de toneladas) de materia seca. Fuentes: Masera (2005); Masera *et al.* (2006).

Recuadro 4.2 Recursos diversos de México y sus usos potenciales: el caso de plantas medicinales y el desarrollo de medicamentos

Adolfo Andrade Cetto

La diabetes es un desorden en el metabolismo de los carbohidratos, las grasas y las proteínas, que resulta en una deficiencia en la secreción de insulina, en su acción o ambas (WHO 1999). Se calcula que en el mundo existen actualmente 180 millones de diabéticos (WHO 2005), y en México hay más de cinco millones (SSA 2005). El uso de plantas medicinales para tratar diversos padecimientos en nuestro país está ampliamente difundido, y en particular para el tratamiento de la diabetes se ha documentado el uso de 306 especies, de 235 géneros y 93 familias (Andrade-Cetto y Heinrich 2005).

A partir del conocimiento tradicional sobre el uso medicinal de alguna planta es posible administrarla de manera terapéutica cuando se comprenden los mecanismos de acción de la misma, así como los principios activos que producen actividades de efecto terapéutico. Con este conocimiento se pueden proponer distintas alternativas de uso: *a*] té medicinal, similar al de uso tradicional pero comprobando que los principios activos estén presentes; *b*] fitomedicamento, con estricto control de calidad para que pueda ser recetado por médicos; *c*] asilamiento de un compuesto activo nuevo.

Entre las 306 especies de plantas útiles para la diabetes destaca *Cecropia obtusifolia*, debido a su amplia distribución geográfica, su rápida tasa de crecimiento, así como a la amplitud de su uso y popularidad como remedio potencial para controlar la diabetes tipo 2 (Andrade-Cetto y Heinrich 2005). Estudios en animales de laboratorio comprobaron el efecto hipoglucemiante agudo de la planta; los principios activos en el té medicinal han sido aislados (ácido clorogénico e isoorientina (Andrade-Cetto y Wiedenfeld 2001); el mecanismo de acción de la planta se produce debido al bloqueo de la liberación hepática de glucosa en estado de ayuno (Andrade-Cetto y Wiedenfeld 2001). Por lo anterior, *Cecropia obtusifolia* es un recurso renovable y potencialmente importante en el tratamiento de la diabetes tipo 2, y cuya actividad farmacológica está bien sustentada en sus principios activos.

como alimentos, medicinas o tener usos culturales (Panayatou y Ashton 1992; Shvidenko *et al.* 2005; Wood *et al.* 2005). Los PFNM se consideran dentro de las estadísticas de la producción forestal nacional (Semarnat 2003).

La obtención de PFNM presenta una tendencia al alza en México (Fig. 4.7). El PFNM más importante en los últimos 10 años es la tierra de monte. Este, sin embargo, no es un recurso renovable, al menos en el contexto de la perspectiva humana: la formación de suelo ha tomado cientos de miles de años, y al ser cosechado provoca cambios irreversibles en los ecosistemas.

El Distrito Federal, Michoacán, Morelos, Sonora y Veracruz producen 80% de los PFNM del país (Semarnat 2003). El Distrito Federal produce más de 60% de la tierra de monte, y junto con Morelos y Sonora producen 93% de esta. Tamaulipas produce más de 50% de todas las fibras. Históricamente, la explotación de PFNM ha sido económicamente más importante que la explotación maderera en algunas regiones del país. Tal es el caso de las selvas del sur de la Península de Yucatán, donde se explotó el látex de *Manilkara zapota* durante el periodo 1930-1950 (Turner *et al.* 2001); en los bosques templados de Michoacán, durante las vedas forestales de los cincuenta, se extrajo la resina de varias especies del género *Pinus* (Cedeño-Gilardi 2005).

La confluencia de la elevada diversidad vegetal y la gran diversidad cultural del país es patente en la flora medicinal de nuestro país. En México, se estima que entre 3 000 y 6 000 especies tiene propiedades medicinales (existen ejemplares de herbario para 2 906 de ellas en el Herbario Medicinal del IMSS), lo que representan entre 10 y 20 por ciento de la diversidad vegetal del país. El conocimiento de la flora medicinal es más vasto en el bosque tropical perennifolio y en el bosque de pino-encino porque estos ecosistemas presentan elevadas densidades poblacionales, así como largas historias de interacción humano-ecosistema. El bosque mesófilo de montaña, la selva baja caducifolia y los matorrales xerófilos son los menos conocidos a pesar de que abarcan grandes extensiones del país; sin embargo, la flora medicinal de algunas localidades de Sonora, Sinaloa, Chihuahua y de la región de Tehuacán-Cuicatlán se conoce en detalle (IMSS 2005).

La flora medicinal puede aprovecharse localmente para autosubsistencia, o bien como actividad comercial,

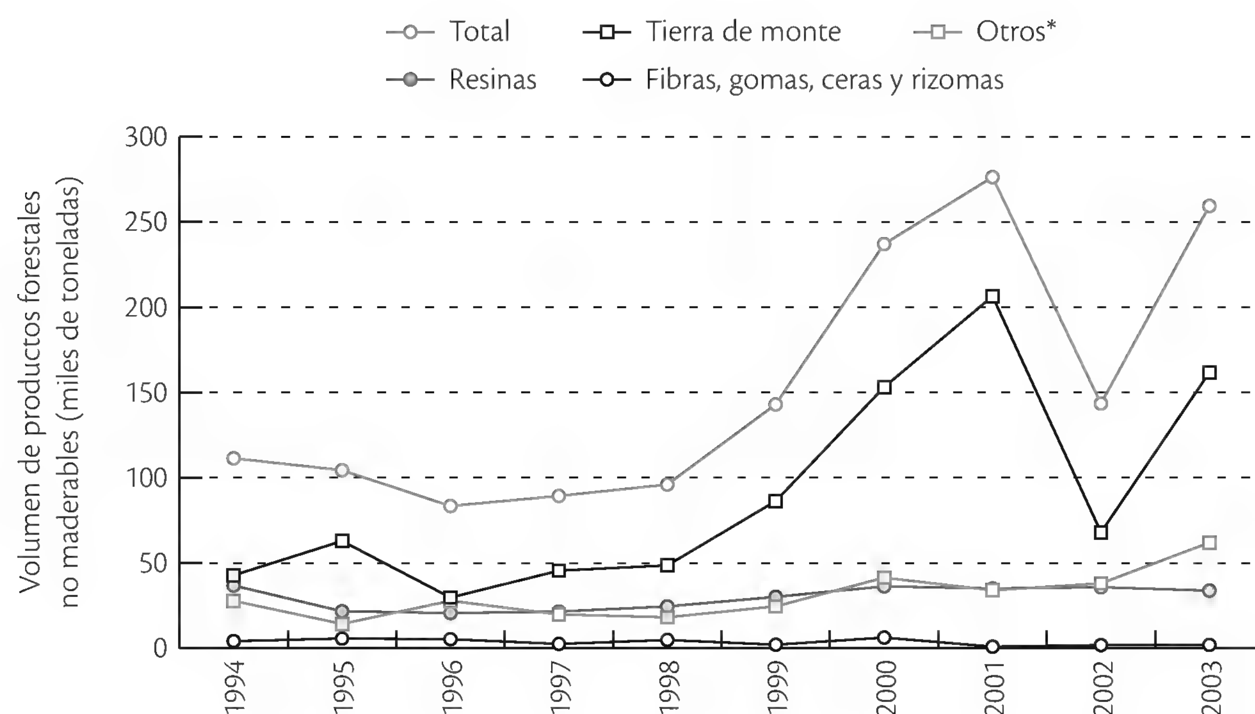


Figura 4.7 Tendencias temporales en los patrones de provisión de productos diversos en México entre 1994 y 2003: producción de productos forestales no maderables. * Incluye hongos, nopales, cortezas, frutos, etcétera. Fuentes: INEGI (2005a).

a escalas local, regional, nacional o internacional. Dentro de los esquemas comerciales, los menos favorecidos son los colectores, mientras que los intermediarios son los que perciben las mayores ganancias (Hersch 1996). El Mercado de Sonora, en la ciudad de México, es el principal centro de acopio y venta de flora medicinal del país; ahí se comercializan en promedio 263 especies (frescas o secas). Las hojas (37%), tallos (34%), flores (21%) y raíces (4%) son las partes más comercializadas (De Garay 1997).

Existe una gran variación temporal en la comercialización de las plantas medicinales, debido a interacciones entre su oferta, demanda y manejo. Por ejemplo, la raíz de Jalapa (*Ipomoea purga*) era una planta ampliamente utilizada de manera popular y para fines industriales, como purgante y desparasitante; sin embargo, hoy día ya no se emplea. En cambio, la demanda de zarzaparrilla (*Smilax* spp.), utilizada como diurético, ha aumentado al punto de rebasar la oferta; como consecuencia, los acopiadores han adulterado su abasto con otras especies, particularmente con un helecho (*Pteridium* spp.). Los usos también cambian al explorar nuevas alternativas de curación para padecimientos de alta incidencia como la diabetes (Aguilar y Xolalpa 2002). El wareke (*Ibervillea sonorae*), cuya comercialización se inicia en la década de los noventa, es actualmente una de las especies cuyo uso está en franco aumento en el país para el control de la diabetes (Xolalpa y Aguilar 2006). De igual manera, la hierba del sapo (*Eryngium carlinae*; *E. heterophyllum*) es de las plantas medicinales más socorridas actualmente para resolver problemas de hiperlipidemias. En la búsqueda de especies con propiedades medicinales deseadas para su potencial comercialización o industrialización, el número de especies por elegir a medida que se acumulan conocimientos acerca del tema aumenta; así, por ejemplo, el número de especies medicinales utilizables para la exploración de sus aplicaciones en el tratamiento de la diabetes aumentó de 62 en 1989 (Legorreta 1989) a 306 en 2005 (Alarcón *et al.* 1993; Aguilar y Xolalpa 2002; Hernández-Galicia *et al.* 2002; Andrade-Cetto y Heinrich 2005).

A la vida silvestre se le reconocen cuatro valores: de uso, de cambio, de opción o potencial, y valor intrínseco o de existencia (Pérez Gil 1996; Conabio 1998). En el caso de los vertebrados terrestres de México, se han reconocido 90 modalidades de uso (Pérez Gil 1996). De las 173 familias de vertebrados terrestres presentes en México, se ha documentado alguno de estos usos en 97 familias (56%), entre las que sobresalen el grupo de las aves (23%) y el de los anfibios (71%) (Pérez Gil 1996).

El uso de las especies silvestres ha conducido en algunos casos a su sobreexplotación (Baillie *et al.* 2004). Sin embargo, es posible hacer un uso sustentable de estas al incorporar criterios que aseguren el mantenimiento del ecosistema, las poblaciones de la especie en particular y que favorezcan la subsistencia humana (Pérez Gil 1996; CBD 2004). El comercio de pieles de reptil a partir de especies nativas (p. ej., *Crocodylus* spp., *Caiman* spp., *Iguana* spp. y *Crotalus* spp.) parece tener gran potencial de éxito, e incluso podría contribuir a que México se convierta en uno de los principales productores de estas. Sin embargo, a la fecha prevalece el uso legal de especies de reptiles no nativos (p. ej., *Tupinambis* spp., *Varanus* spp.

y *Python reticulatus*; cuadros 4.2 y 4.3) y el uso ilegal de especies nativas (p. ej., *Caiman* spp., Fig. 4.8) (Arroyo-Quiroz *et al.* 2007). Entre 1995 y 1999 se reportaron exportaciones mexicanas no autorizadas para Estados Unidos de especies de Crocodylidae y *Caiman* spp., seguidas por *Crotalus* spp., *Iguana iguana* y algunas especies de la familia Boidae (Fig. 4.8). La mayor parte de los productos de piel exportados ilegalmente (74%) provienen de especímenes extraídos del medio silvestre (Arroyo-Quiroz 2003).

En nuestro país hay una gran diversidad de insectos comestibles y medicinales. Hasta el momento se han registrado para el centro, sur y sureste del país 541 especies comestibles y 272 medicinales (Ramos-Elorduy y Pino 2005), que van desde las zonas áridas hasta los trópicos húmedos (Fig. 4.9). La demanda de estos recursos ha tendido a aumentar; recursos locales, cuya cosecha estaba acoplada a los ciclos naturales de las poblaciones, son actualmente sometidos a una explotación intensa para mercados nacionales e internacionales que los consideran platillos exóticos y atractivos (Ramos-Elorduy 2004). Además, la pérdida de hábitat nativo y los cambios en sus hospederos, resguardos o nidos están afectando negativamente las poblaciones de escamoles, xamues, gusano blanco de maguey, entre otras (Ramos-Elorduy 2005). Otras especies, como el ahuahutle y el axayácatl de los lagos de Texcoco y de Xochimilco, se ven afectadas por la contaminación del agua. Aquellas especies calificadas como plagas de diversos cultivos han estado sujetas a aplicaciones de insecticidas (Figueroa 2003).

Agua (cantidad y calidad, que incluye servicios de provisión, regulación y soporte)

El ciclo del agua es el flujo sanguíneo de la biosfera y por lo tanto es vital para que los ecosistemas puedan brindar todo tipo de servicios (Falkenmark 2003; Vörösmarty *et al.* 2005). Además, el agua es importante para la realización de actividades productivas y para consumo humano; su calidad es fundamental para la salud tanto de los ecosistemas como de las poblaciones humanas. La posibilidad de obtener cierta cantidad de agua se considera un servicio de provisión; la regulación de la calidad y la temporalidad del agua son servicios de regulación; la existencia misma del ciclo hidrológico es un servicio de sustento. La cantidad, calidad y temporalidad del agua

Cuadro 4.2 Importaciones mexicanas de pieles de reptil de especies no nativas, 1980-2001

Especie o familia	Número de pieles enteras	Número de trozos de piel	Piel en peso (kg)
Varanus salvator	2 181 208	310 617	1 735
Tupinambis spp.	1 760 926	1 591 977	7 236
Caiman spp.	791 701	103 382	12 265
Python reticulatus	580 337	1 003 513	4 793
Varanus niloticus	99 878	—	—
Alligator mississippiensis	59 308	103 013	1 325
Crocodylidae	43 635	4 354	35
Total	**5 516 993**	**3 116 856**	**27 389**

Fuentes: Arroyo-Quiroz (2003).

Cuadro 4.3 Exportaciones mexicanas de piel de reptil y productos de piel de especies nativas, 1980-2001

Especies	Número de pieles enteras	Número de productos de piel
Caiman spp.	1 304	1 808
Crocodylus spp.	301	2 331
Iguana iguana	21	754
Boa constrictor	12	2 035
Total	**1 638**	**6 928**

Fuentes: Arroyo-Quiroz (2003).

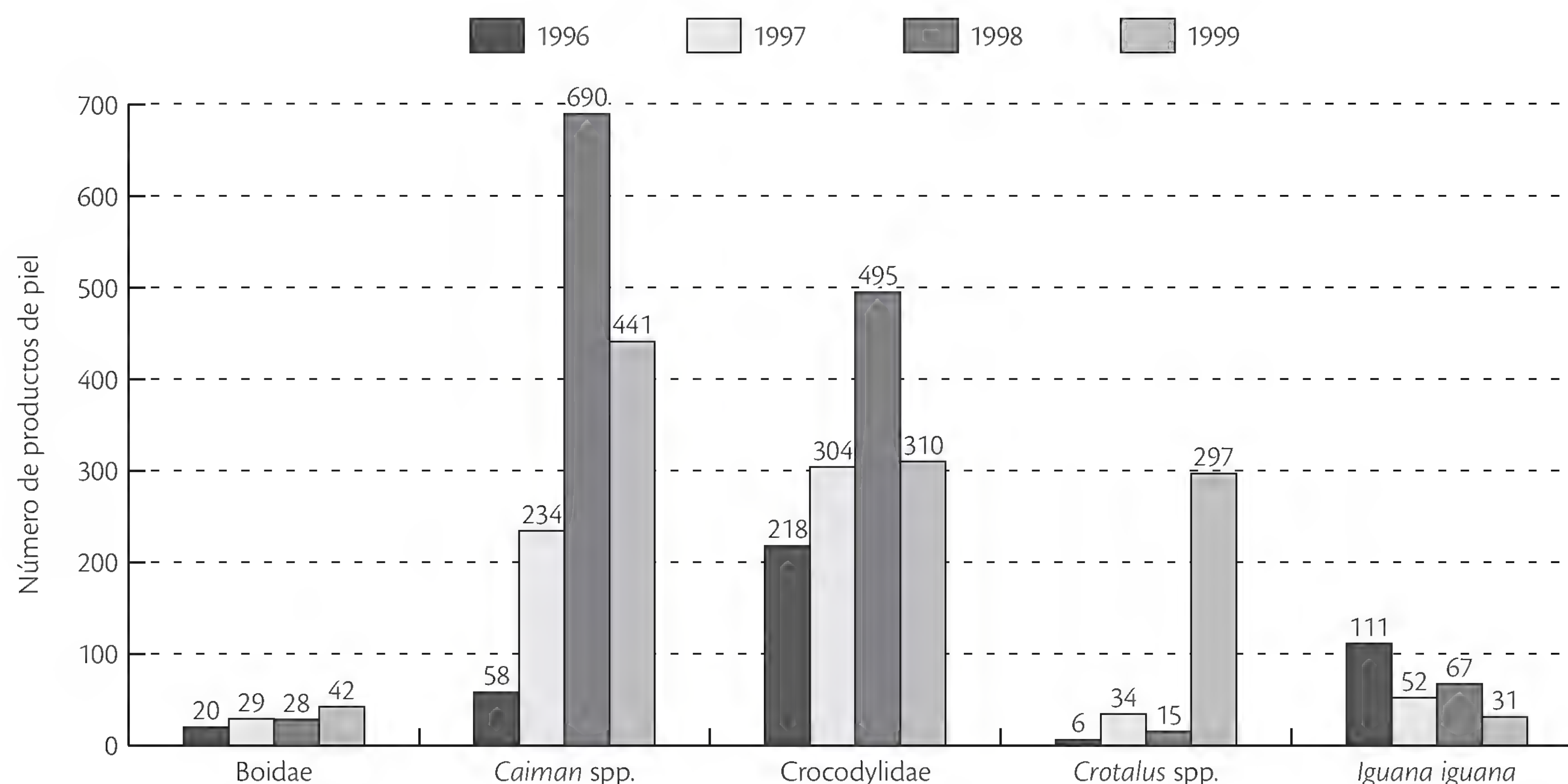


Figura 4.8 Productos de piel de reptil de especies nativas cuya autorización para ingresar a Estados Unidos fue negada, 1996-1999. Fuente: Arroyo-Quiroz (2003).

disponible dependen de patrones climáticos regionales de precipitación, del balance de los componentes del ciclo hidrológico, así como de las características de la vegetación, suelo y subsuelo (Vörösmarty *et al.* 2005). La regulación de la calidad del agua es producto de complejas interacciones físicas, químicas y biológicas que se dan en los ecosistemas acuáticos y terrestres (cuadro 4.1). La calidad del agua se ve modificada por actividades humanas como la manipulación de los ecosistemas acuáticos continentales y de los sistemas terrestres, así como la contaminación del suelo, aire y el agua; la capacidad de los ecosistemas para depurar la carga de contaminantes es limitada y puede verse sobrepasada por los múltiples efectos producto de las actividades humanas sobre estos ecosistemas (Postel y Carpenter 1997; Millennium Ecosystem Assessment 2005).

La disponibilidad de agua se define como el volumen de agua superficial y subterránea potencialmente aprovechable en un territorio. En México la disponibilidad de agua es de regular escasez: en el año 2000, la disponibilidad media per cápita era de 4 841 m^3/año (CNA 2002). El análisis por región hidrológica-administrativa (definidas por la Comisión Nacional del Agua con base en cuencas hidrológicas y la división político-administrativa municipal) revela que tres cuartas partes del territorio nacional experimentan niveles de disponibilidad considerados por la Organización de las Naciones Unidas como bajos, muy bajos y críticos (CNA 2001, 2002, 2003). Las regiones del país con un nivel de disponibilidad crítico (menos de 3 000 m^3/habitante al año) eran: Península de Baja California (1 520 m^3/habitante al año), Río Bravo (1 514 m^3/habitante al año), Cuencas Centrales del Norte (1 813 m^3/habitante al año), Lerma-Santiago-Pacífico (2 094 m^3/habitante al año) y Valle de México (194 m^3/habitante al año).

El grado de presión hídrica es un índice basado en criterios del Programa Hidrológico Internacional de la UNESCO (Shiklomanov 2002), que reflejan la relación entre la disponibilidad de agua y los diferentes usos humanos, agrícolas e industriales; valores bajos del índice indican gran disponibilidad, mientras que valores elevados reflejan déficit en disponibilidad con respecto a la demanda (Shiklomanov 2002). Para el año 2000, solo 25% del territorio se encontraba en una situación de baja (<10%) presión hídrica; 45% del territorio mostraba condiciones de presión alta (20 a 40 por ciento), y 30% condiciones de muy alta (>40%) presión hídrica (Ávila 2003; CNA 2003). Para el año 2000, las regiones con muy alto grado de presión hídrica eran Península de Baja California (87%), Noroeste (76%), Río Bravo (56%), Cuencas Centrales (61%) y Valle de México (126%) (Fig. 4.10a).

Si se consideran las mismas tendencias de crecimiento en la demanda de agua de la población, la agricultura y la industria, una disponibilidad constante de agua superficial y subterránea (tomando como referencia el año 2000), y se excluye sobreexplotación de acuíferos y el cambio climático, el panorama del agua en México se torna aún más crítico para el año 2025 (Ávila 2003; Cona-

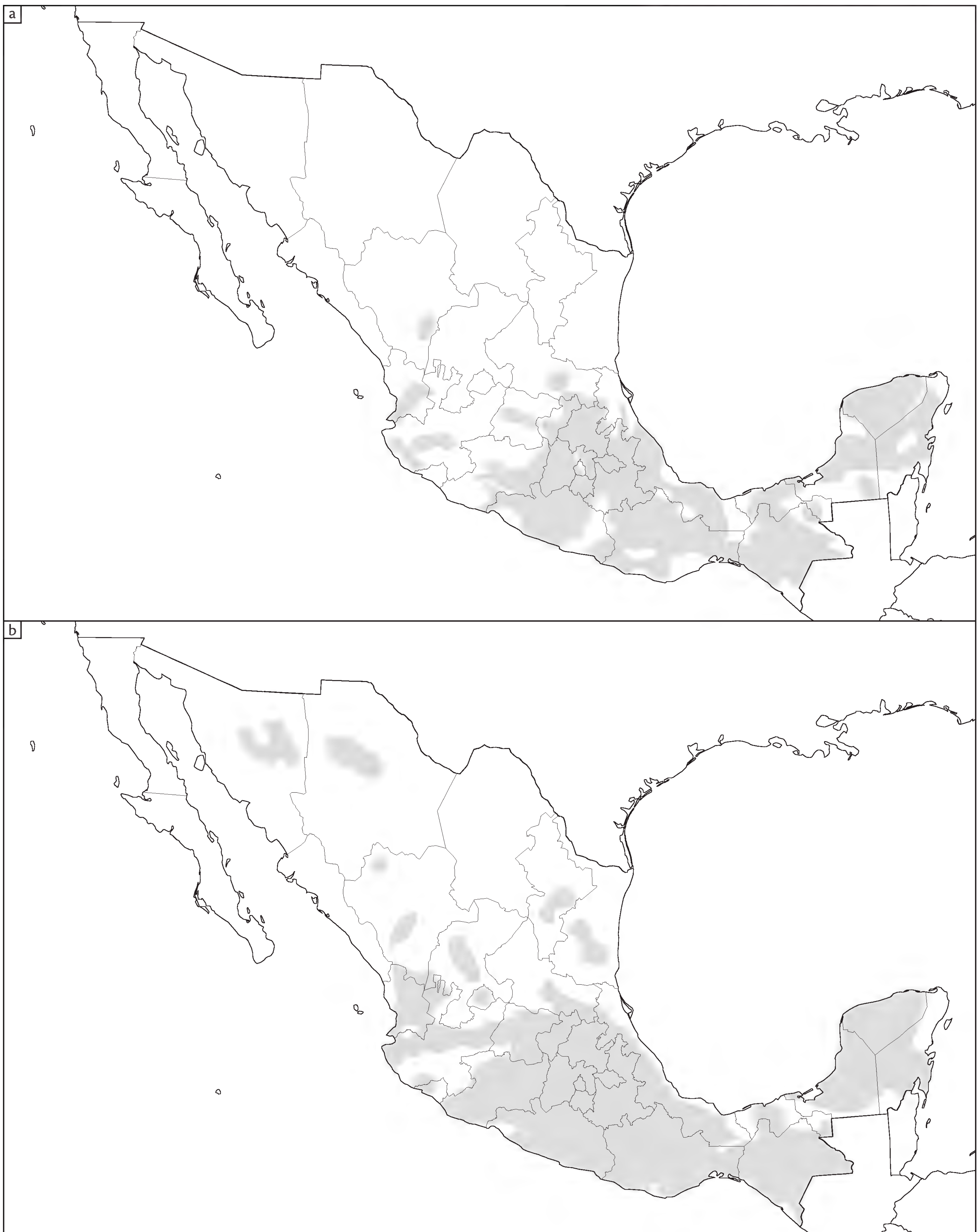


Figura 4.9 Patrones espaciales de la provisión de productos diversos en México: ***(a)*** distribución de especies de insectos medicinales, y ***(b)*** distribución de especies de insectos comestibles. Fuente: Ramos-Elorduy y Pino (2005).

po 2003; INEGI 2005b). Para entonces, aproximadamente 55% del territorio nacional experimentará niveles muy altos de presión hídrica (Fig. 4.10b). En particular destacan los niveles más altos de presión hídrica en las regiones Península de Baja California (100%), Noroeste (85%), Río Bravo (64%), Cuencas Centrales (69%), Valle de México (142%), Pacífico Norte (42%) y Lerma (41%). En menor medida, las regiones Golfo Norte (21%) y Balsas (27%), que representan aproximadamente 20% del territorio, tendrán una alta presión hídrica. El resto de las regiones, como Pacífico Sur (5%), Golfo Centro (5%), Frontera Sur (1%) y Península de Yucatán (6%), experimentarán un grado bajo de presión hídrica.

En lo que se refiere a calidad del agua, la situación del país es poco alentadora. Dos indicadores generales de calidad del agua, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), que refleja contaminación de tipo orgánico, y la demanda química de oxígeno (DQO), que refleja la presencia de compuestos orgánicos e inorgánicos, muestran que más de la mitad del país presenta cuerpos de agua contaminados (Fig. 4.10c, d). La situación es particularmente crítica en las regiones hidrológicas del Valle de México, en donde 65% de las aguas se clasifican como contaminadas a muy contaminadas de acuerdo con la DBO, y 65% contaminadas de acuerdo con la DQO; en Lerma-Santiago-Pacífico se presentan con 12 y 18 por ciento, respectivamente (recuadro 4.3), y en la Península de Baja California con 13 y 47 por ciento (CNA 2005).

El 80% de las descargas de centros urbanos y 85% de las descargas industriales se vierten directamente en los cuerpos de agua sin tratamiento previo; otras fuentes de contaminantes incluyen los derivados de la acuicultura

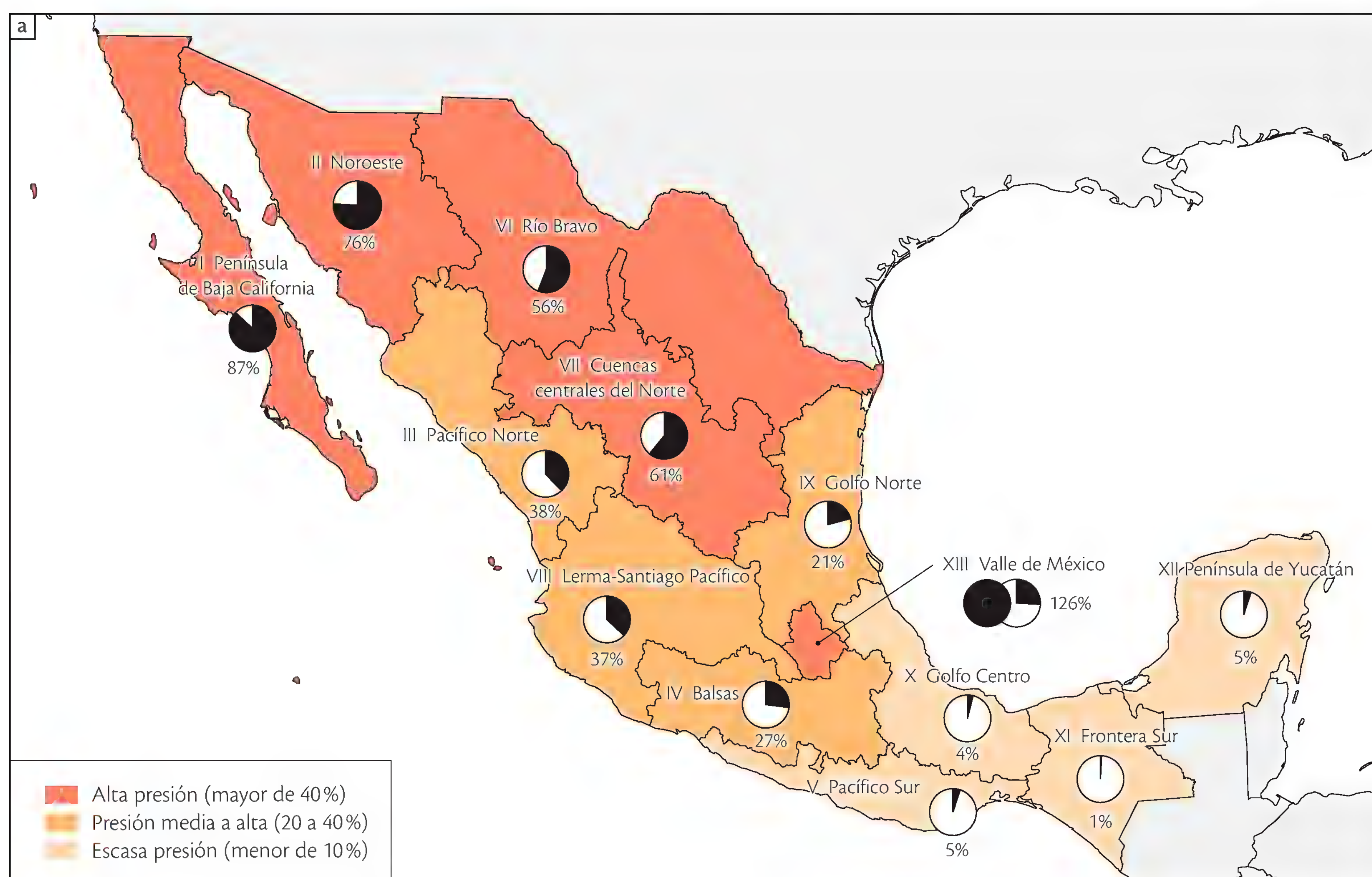


Figura 4.10 [*Esta página y las siguientes*] Patrones espaciales de la provisión de agua en México: cantidad y calidad: ***(a)*** grado de presión hídrica (cociente entre demanda y oferta: a mayor déficit entre oferta y demanda, mayor presión para distintas regiones hidrológicas del país en 2000; ***(b)*** proyecciones del grado de presión hídrica para distintas regiones hidrológicas del país para 2025; ***(c)*** calidad del agua en términos de la demanda bioquímica de oxígeno (la cual refleja contaminación de tipo orgánico), por región hidrológica administrativa; ***(d)*** calidad del agua, en términos de la demanda química de oxígeno (la cual refleja la presencia de compuestos orgánicos e inorgánicos), por región hidrológica administrativa, y ***(e)*** volumen de descargas acumuladas no tratadas de distintos orígenes, por región hidrológica administrativa. Fuentes: Allen-Wardell *et al.* (1998); Ávila (2003); CNA (2003, 2004, 2005).

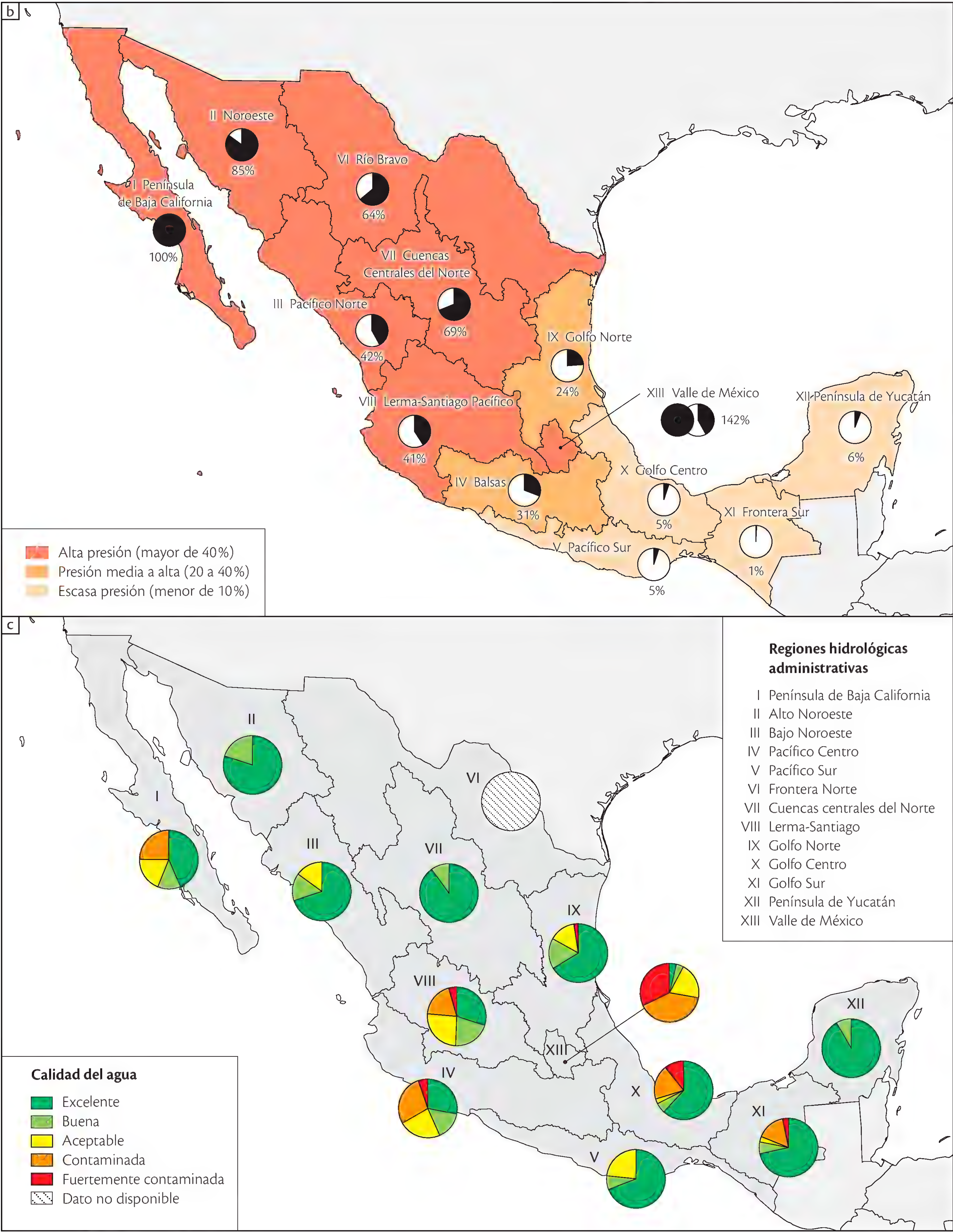


Figura 4.10 [*continúa*].

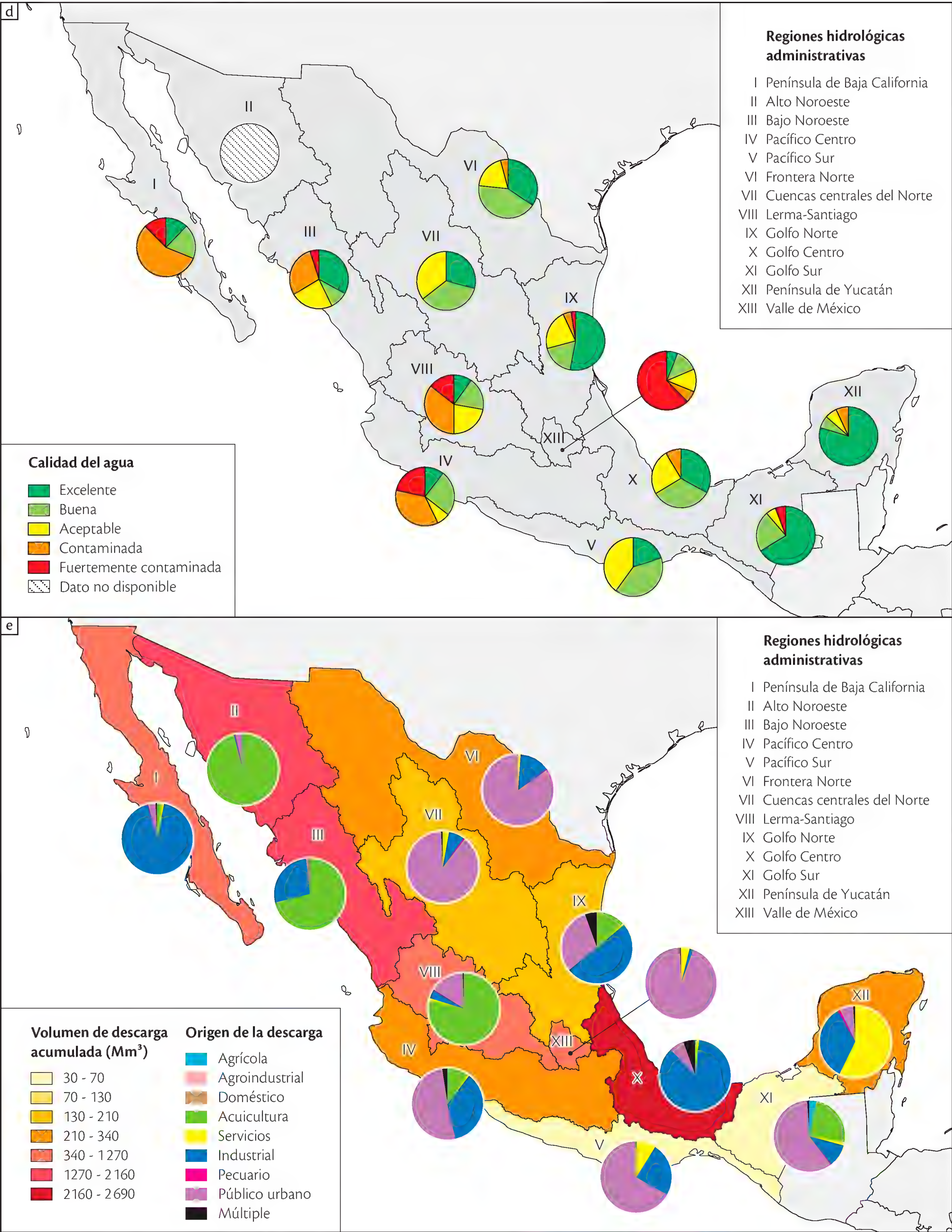


Figura 4.10 [*concluye*].

Recuadro 4.3 Cambios temporales en la capacidad de regulación de la calidad del agua: el caso de la cuenca alta del Río Lerma

Marisa Mazari • Alba Zarco

La cuenca alta del Río Lerma es un sistema cuyo estudio resulta ideal para analizar las tendencias temporales de la calidad del agua, debido a su cercanía a la ciudad de México, a la heterogeneidad de condiciones que presenta y a los datos disponibles para esa región. Se trata de una cuenca semicerrada que incluye una zona de humedales, las Ciénegas del Lerma, que constituyen no solo un hábitat para la protección de la biodiversidad (al tratarse de un área natural protegida), sino que también son el origen del Río Lerma y un regulador de la calidad del agua (Pérez-Ortiz 2005). El acelerado crecimiento poblacional y el desarrollo industrial de la zona, así como el inadecuado manejo del agua residual han afectado negativamente los sistemas acuáticos (humedales, ríos). Aunado a ello, la construcción de tres presas, Antonio Alzate, Ignacio Ramírez y Tepetitlán, fragmentó el curso natural de los ríos, provocando el deterioro del sistema.

Estos efectos pueden observase en la evolución histórica (13 años) de cuatro indicadores de calidad del agua: demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), oxígeno disuelto y coliformes fecales, como bacterias indicadoras de contaminación (CNA 2005). Estos indicadores, salvo el caso del oxígeno disuelto, reflejan contaminación de los cuerpos de agua por desechos de tipo doméstico, agropecuario o industrial (Fig. 1).

Se observan dos zonas contrastantes en cuanto al servicio de regulación de la calidad del agua: el humedal representado por el sitio Laguna de Almoloya y el río representado por el sitio carretera México-Toluca. En el humedal persisten las interacciones físicas, químicas y biológicas que permiten el servicio de regulación de calidad del agua, aun cuando han sido alteradas en diferente grado. Por ejemplo, en la última década la DBO no rebasa el límite permisible recomendado para la protección de la vida acuática; a pesar de presentar fluctuaciones con niveles relativamente altos, el sistema aún tiene la capacidad de depuración (Fig. 1a). Asimismo, la cuantificación de coliformes fecales refleja una disminución en la presencia de bacterias indicadoras a partir de 1995, condición que persiste en 2003 (Fig. 1d). Por el contrario, en el caso del Río Lerma (sitio carretera México-Toluca) se ha deteriorado el servicio proporcionado por el sistema acuático. La descarga de aguas residuales de origen urbano e industrial, la carga de materia orgánica que las bacterias pueden degradar (DBO), la carga de contaminantes inorgánicos persistentes (DQO), los bajos niveles de oxígeno (menores de lo necesario para sustentar la vida acuática), así como los altos conteos de coliformes fecales han superado la capacidad del río para depurar la carga, debido a la tasa y el tipo de contaminantes que son vertidos al mismo (Fig. 1a, b, c, d).

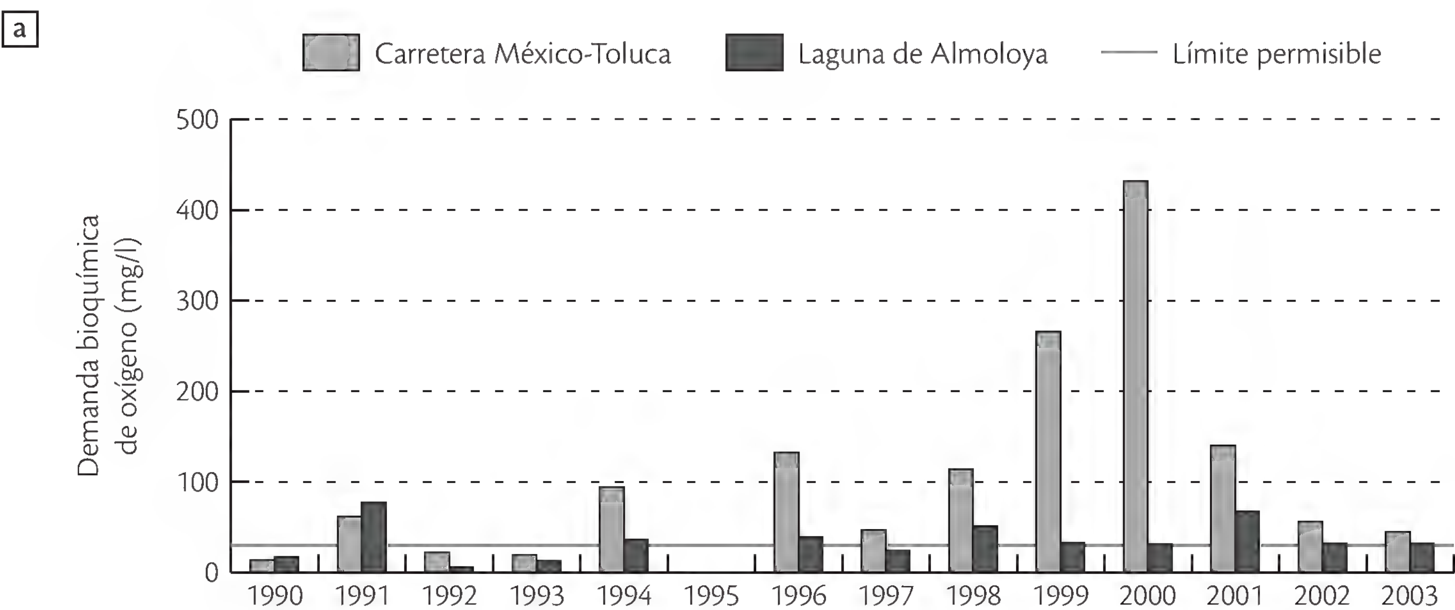


Figura 1 [*Esta página y la siguiente*] Calidad del agua en el Río Lerma: comportamiento histórico (1970-2003) de las variables fisicoquímicas y bacteriológicas del agua en dos estaciones de la Red Nacional de Monitoreo del Agua-CNA: ***(a)*** demanda bioquímica de oxígeno; ***(b)*** demanda química de oxígeno; ***(c)*** oxígeno disuelto, y ***(d)*** coliformes fecales. La línea continua en gris representa el límite permisible de acuerdo con la normatividad mexicana actual. Fuente: CNA (2004, 2005).

Recuadro 4.3 [*concluye*]

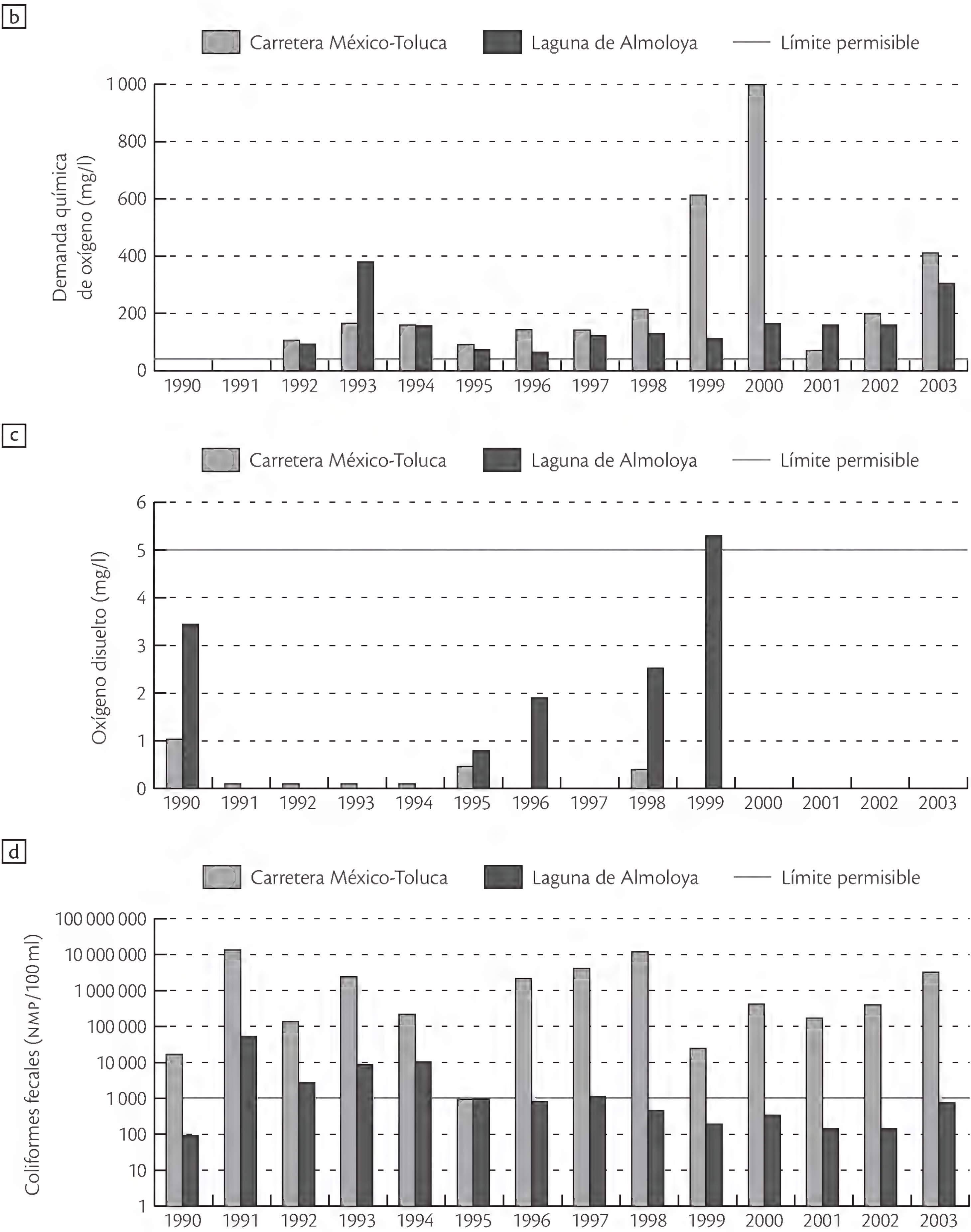


Figura 1 [*concluye*].

Es posible demostrar que el servicio ambiental de regulación de calidad del agua por parte del humedal y del río ha sido sobrepasado en esta región. En el caso del humedal, la carga de compuestos inorgánicos persistentes está sobrepasando la capacidad de depuración del sistema y el consumo de oxígeno indispensable para la sobrevivencia de las especies, al ser ocupado en la degradación de estos compuestos, lo cual implica en el corto plazo la pérdida del servicio en este sistema. En el río ha disminuido considerablemente la capacidad de depuración y recuperación, lo que afecta seriamente las diversas actividades productivas aguas abajo, así como la presencia y abundancia de los organismos acuáticos (Mazari Hiriat y Zarco Arista 2005) (Fig. 1a, b, c, d).

(CNA 2005) (Fig. 4.10e). Las regiones con mayores volúmenes de descargas son el Golfo Centro, principalmente afectada por la actividad industrial, y las regiones Alto Noroeste y Bajo Noreste, debido en gran parte a la acuicultura. Aunado a ello, el uso de aguas residuales para riego agrícola en México es una práctica común (CNA 2005) que abarca 180 000 hectáreas; estas cifras han colocado a México en primer lugar en cuanto a riego con aguas residuales sin tratamiento. Estas regresan parcialmente a los cuerpos de agua con una carga de nutrientes procedentes de fertilizantes, así como un cierto contenido de plaguicidas. Como resultado de lo anterior, 73% de los cuerpos de agua del país presentan cierto grado de contaminación (CNA 2005).

Por otra parte, la capacidad de dilución y degradación de contaminantes por parte de los sistemas acuáticos en el país se ha visto alterada por la construcción de aproximadamente 4 000 presas y otras obras hidráulicas (CNA 2005) que han fragmentado los sistemas acuáticos y modificado las condiciones fIsicoquímicas del agua. Como consecuencia de la falta de tratamiento cuenca arriba de las aguas de los asentamientos humanos, así como de la descarga de aguas residuales directamente al mar, la calidad bacteriológica de las playas está siendo afectada; estas condiciones se reportan para varios sitios turísticos, siendo crítica la situación en Acapulco, Manzanillo y Veracruz (CNA 2004).

4.3.2 Servicios de regulación

Regulación asociada a la biodiversidad

La biodiversidad se refiere al número, la abundancia relativa y la composición de genes, especies, comunidades o paisajes. Todos estos atributos de la biodiversidad son determinantes de la tasa, magnitud y dirección de los procesos ecosistémicos, y por lo tanto determinantes de la capacidad de los ecosistemas para brindar servicios a las poblaciones humanas (Díaz *et al.* 2005; Hooper *et al.* 2005; Balvanera *et al.* 2006). En particular, la composición de especies, y en menor medida su número, son muy importantes para la provisión de servicios ecosistémicos; sin embargo, tanto la composición como el número de especies pueden verse afectados por actividades antropogénicas. El mantenimiento de las complejas interacciones de los distintos componentes de la biodiversidad es fundamental para mantener a largo plazo la capacidad de los ecosistemas para brindar servicios.

La provisión de prácticamente todos los servicios ecosistémicos es regulada por la biodiversidad (Díaz *et al.* 2005; Hooper *et al.* 2005; Balvanera *et al.* 2006). Esta modula la productividad primaria (asociada a servicios como provisión de alimentos o de madera), el reciclaje de nutrientes y la formación y retención del suelo (asociados a servicios como el mantenimiento de la fertilidad y control de la erosión), o la regulación del ciclo hidrológico (asociada a servicios como la provisión de agua y regulación de su calidad). La biodiversidad también desempeña un papel central en la regulación de polinizadores, plagas y vectores de enfermedades, la regulación climática y la regulación de las respuestas a los eventos naturales extremos. La biodiversidad tiene un papel fundamental en la capacidad de los ecosistemas para proporcionar de forma confiable servicios ecosistémicos (Folke *et al.* 2002; Díaz *et al.* 2005). Se ha observado que ecosistemas más diversos tienden a presentar fluctuaciones menos marcadas en cuanto a la magnitud y velocidad de los procesos ecosistémicos; además, tienden a verse menos afectados por disturbios, tanto humanos como naturales, incluyendo eventos climáticos extremos, y a recuperarse más rápido después de estos (Díaz *et al.* 2005; Hooper *et al.* 2005).

Las tendencias espaciales y temporales de los ecosistemas mexicanos para proporcionar servicios ecosistémicos dependen, por lo tanto, de qué tanto es posible mantener la elevada biodiversidad de nuestro país, tanto en número como en tipos de especies. Sin embargo, carecemos de datos concretos que nos permitan evaluar las consecuencias actuales de la pérdida de biodiversidad sobre la dotación de servicios ecosistémicos en nuestro país.

Regulación de plagas, de vectores de enfermedades y de la polinización

El mantenimiento de las relaciones entre los componentes de la biodiversidad, o interacciones bióticas, es particularmente importante para la provisión de algunos servicios, como los de regulación de plagas, regulación de vectores de enfermedades, regulación de la polinización o regulación de las especies invasoras (Díaz *et al.* 2005). Debido a que la información con respecto a este tema es aún muy limitada, en esta sección abordaremos algunos casos, analizando cómo los cambios en la biodiversidad de los ecosistemas, y en particular en sus interacciones bióticas, pueden afectar la provisión de estos servicios en nuestro país.

La regulación de plagas agrícolas depende de la diversidad de sus enemigos naturales, de la diversidad de es-

pecies dentro de los ecosistemas, así como de la diversidad de la disposición espacial de los tipos de ecosistemas agrícolas en el paisaje (Díaz *et al.* 2005). La reducción de la biodiversidad en ecosistemas agrícolas, al igual que la homogeneización de los paisajes agropecuarios contribuyen a una disminución en la capacidad de los ecosistemas para regular las poblaciones de plagas. Además, el intercambio de productos agrícolas ha favorecido la introducción de plagas a zonas donde no presentan enemigos naturales (Díaz *et al.* 2005). Debido a todo esto, en México se han gastado en los últimos 10 años más de 1 200 millones de pesos en la erradicación, y en su caso manejo, de plagas y enfermedades producidas por especies introducidas, como la mosca del Mediterráneo, la broca del café y el carbón parcial del trigo (Piña y Carrillo 1985; Carrillo 1990; Almeida *et al.* 1998; DGSV 2006). Recientemente han surgido plagas que antes no se consideraban de importancia económica, como los insectos chupadores y vectores de virus (p. ej., mosquita blanca, áfidos, trips, psílidos y escamas, entre otros), que son responsables de transmitir enfermedades fulminantes como la tristeza de los cítricos y el amarillamiento letal del cocotero (Piña y Carrillo 1985; Carrillo 1990; Rocha-Peña *et al.* 1995; Almeida *et al.* 1998). La introducción de la palomilla del nopal, *Cactoblastis cactorum*, registrada por primera vez en agosto de 2006 y que, si bien fue declarada erradicada por la Sagarpa en septiembre de 2008 (Conabio 2008), puede tener consecuencias económicas muy negativas, así como conducir a la pérdida de la enorme biodiversidad del nopal del país (Soberón *et al.* 2001; véase el capítulo 6 de este volumen). El combate a las plagas se realiza fundamentalmente mediante el uso de plaguicidas. El consumo estimado de estos en México durante 2002, con base en los 15 ingredientes activos más usados, fue de 24 412 toneladas (Mata 2004). La regulación de plagas mediante la manipulación de la biodiversidad de los ecosistemas y paisajes agrícolas, así como la introducción de enemigos naturales para las plagas, incluyendo la cría masiva en o cerca de las localidades donde se usarán, son muy deseables. Por ejemplo, la incidencia de la mariposa blanca, *Leptophobia aripa*, puede ser reducida por medio de prácticas de manejo (Santiago Lastra *et al.* 2006). La implementación a gran escala de la regulación biológica de plagas (recuadro 4.4) depende de que se establezcan mecanismos adecuados para la comercialización de productos orgánicos.

La mayoría de las plantas con flores (angiospermas) en condiciones naturales y más de un tercio de las plantas cultivadas del planeta dependen de su interacción con más de 300 000 especies de animales que transportan el polen de una flor a la otra para la producción de frutos y semillas (Buchmann y Nabham 1996; SPGRS 2007). Por lo tanto, cambios en la composición, diversidad de especies y tamaños poblacionales de los polinizadores, y de las especies que con estos interactúan, pueden afectar la producción de cultivos polinizados por animales (Díaz *et al.* 2005). De hecho en los últimos años se ha registrado una dramática reducción en las poblaciones de murciélagos, colibríes, mariposas y palomillas nocturnas, abejas, avispas, moscas y escarabajos polinizadores, lo que sugiere que nos encontramos en una crisis global por la declinación de los polinizadores (CSPNA 2007).

En México el servicio de polinización es fundamental tanto para la producción agrícola como para el mantenimiento de la biodiversidad (recuadro 4.5). El 88% de las 130 especies de plantas cultivadas en el país depende de polinizadores para su producción. Existe una gran diversidad de especies polinizadoras en México; se estima que hay aproximadamente 25 000 especies de mariposas (Llorente y Luis 1988) y 1 589 especies de abejas silvestres registradas, de las cuales 90% son recolectoras de polen (Ayala *et al.* 1998). Tan solo para una especie, el aguacate (*Persea americana*), al menos 70 especies diferentes de insectos visitan sus flores para obtener néctar (Castañeda *et al.* 1999).

En México se siembran más de 5 millones de hectáreas con cultivos agrícolas que dependen de polinizadores, los cuales generan un ingreso de más de 63 000 millones de pesos al año; en cambio, el ingreso proveniente de cultivos que no dependen de polinizadores es de tan solo 35 000 millones de pesos al año (Sagarpa 2002). En el mundo se ha calculado que el valor de la polinización asciende a 200 000 millones de dólares anualmente (FAO 2005).

En cuanto a las consecuencias de los cambios en la regulación de las poblaciones de polinizadores en México, las evidencias son contradictorias. Por un lado, se ha propuesto que la introducción a Mesoamérica en 1985 de la abeja africana (*Apis mellifera scutellata*) puede haber causado desplazamiento de los polinizadores naturales y contribuido a las aparentes reducciones en los rendimientos del café; el rendimiento durante el periodo 1991-2001 fue 2% menor que el del periodo 1961-1980. Por otro lado, la abeja introducida mejoró los rendimientos de café en otros países (Roubik 2002). La importancia de los polinizadores nativos ha sido demostrada en el caso de las especies de calabazas (*Cucurbita* spp.) en México. Los polinizadores nativos (abejas solitarias de los géneros *Peponapis* y *Xenoglossa*) de las calabazas son

Recuadro 4.4 La regulación biológica de plagas: el caso de la mosca de la fruta

Martín Aluja • Juan Rull • Martha Aguilera Peña • Francisco Díaz-Fleischer

Las moscas de la fruta (Diptera: Tephritidae) son consideradas una de las 10 plagas agrícolas más dañinas en el mundo (Aluja 1993). En México hay cuatro especies del género *Anastrepha* (*A. ludens*, *A. fraterculus* [morfotipo mexicano], *A. obliqua*, *A. serpentina* y *A. striata*), una del género *Rhagoletis* (*R.* af. *pomonella*) y otra del género *Toxotrypana* (*T. curvicauda*) que son consideradas plagas (Aluja 1993). Además, existe la permanente amenaza de la invasión por parte de la mosca del Mediterráneo, *Ceratitis capitata*, desde Guatemala y cuyo ingreso al país ocasionaría pérdidas multimillonarias (DGSV 2006).

El manejo de estas plagas representa un buen ejemplo de cómo avances tecnológicos y en el conocimiento de su biología y comportamiento han permitido romper el círculo vicioso de la aplicación exclusiva de insecticidas para utilizar en cambio métodos biorracionales (Aluja 1996). Tradicionalmente, estas plagas se han controlado mediante la aplicación de un insecticida cebo, que consiste en combinar, por ejemplo, malatión con una proteína hidrolizada (cebo alimenticio). Este esquema, que se sigue usando en muchas partes del país, tiene efectos negativos sobre la entomofauna nativa y sobre la salud humana y ambiental (Aluja 1993). Sin embargo, el gobierno federal, por medio de la Campaña Nacional contra las Moscas de la Fruta (Dirección General de Sanidad Vegetal-Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural y Pesca), ha venido fomentando, en los últimos 20 años, el empleo de alternativas al uso indiscriminado de los insecticidas cebo. Destacan por su importancia la técnica del insecto estéril (SIT por sus siglas en inglés [Sterile Insect Technique]), el control biológico aumentativo (es decir, la liberación masiva de parasitoides criados en el laboratorio) y la utilización de insecticidas de bajo impacto ambiental (Aluja 1996). Lo anterior, aplicando la estrategia de “manejo regional” (es decir, toda una región de producción de frutales, no de huertos individuales) con el objetivo de lograr “zonas de baja prevalencia” (regiones en las que la plaga ha sido prácticamente erradicada o donde las poblaciones son muy bajas porque las condiciones ambientales no son propicias para su incremento), o “zonas libres” de estas plagas (regiones donde la plaga no se ha podido establecer o de donde ha sido erradicada). En el caso del control biológico, se hacen esfuerzos por utilizar cada vez más parasitoides nativos en vez de especies exóticas (Aluja 1999). Adicionalmente, se han desarrollado alternativas biorracionales como la manipulación del hábitat (Aluja *et al.* 1997), la intercepción de la plaga mediante cultivos trampa y el desarrollo de trampas y cebos específicos (*i.e.*, que eviten atraer insectos no blanco; Duan y Prokopy 1995).

más eficientes que los introducidos (Canto-Aguilar y Parra-Tabla 2000; Mariano-Bonigo 2001; Meléndez *et al.* 2002). Asimismo, la producción de miel al norte de la Reserva de la Biosfera de Calakmul, Campeche, depende de múltiples especies de abejas nativas que visitan más de 100 especies de plantas de la selva (Porter 2003). En general, los reportes recientes indican disminuciones en las poblaciones de polinizadores en distintas partes del mundo, incluyendo México (Allen-Wardell *et al.* 1998). Tal es el caso de las colonias de abejas melíferas en Norteamérica (Allen-Wardell *et al.* 1998). En México, el número de colmenas de abejas melíferas sufrió una considerable disminución entre 1983, cuando se contaba con 2.8 millones (Labougle y Zozaya 1986) y 1999, cuando se registraron 1.9 millones (Sagarpa 2005). También es posible que se estén reduciendo las poblaciones de mariposas en sus sitios de hibernación en México, puesto que en el invierno 2004-2005 alcanzaron el mínimo del periodo 1993-2005 (Brower *et al.* 2005). Sin embargo, en otros casos, los patrones temporales no son claros. En el caso de las tres especies de murciélagos nectarívoros que polinizan agaváceas y cactáceas, tanto silvestres como cultivadas, los resultados muestran que el tamaño de las congregaciones varía de un año a otro. Si bien no hay evidencias de disminución de las poblaciones de murciélagos en la porción norteña de su rango de distribución, la cual incluye gran parte de México (Fleming *et al.* 2003), estos están siendo amenazados en ambos lados de la frontera entre México y Estados Unidos debido a la destrucción de las cuevas que habitan (López-Hoffman *et al.* en prensa).

La principal demanda de polinizadores para cultivos a escala industrial se presenta en los estados del norte del país, así como en las zonas citrícolas de Veracruz. En estos casos se han introducido polinizadores para suplir el servicio que proporcionan las poblaciones naturales. En 1999 se utilizaron 187 240 colmenas de abejas melíferas para la polinización de 15 cultivos (Lastra-Marín y Peralta-

Recuadro 4.5 La regulación de la polinización: un servicio ecosistémico para la agricultura y su relación con el mantenimiento de la biodiversidad

Alejandro Casas

México es uno de los principales centros de domesticación de plantas en el mundo (Harlan 1992; Hawkes 1983). Las culturas del área mesoamericana han sido muy activas en cuanto a introducir y mantener, con diversas formas de manejo (Casas *et al.* 1997), el cultivo de entre 500 y 600 especies de plantas originalmente silvestres en la región (Caballero *et al.* 1998; Casas 1998). De esta forma, en las áreas rurales de México las poblaciones de plantas manejadas por los campesinos, que constituyen ecosistemas transformados, comúnmente coexisten con poblaciones de sus parientes silvestres, las cuales forman parte de los ecosistemas naturales contiguos. En algunos casos los procesos de domesticación pueden determinar cambios en los mecanismos reproductivos de las plantas, estableciendo barreras al intercambio de genes de estas y sus parientes silvestres. Sin embargo, es muy común que las poblaciones silvestres y las domesticadas cambien genes entre sí, ya sea por medio de polen o de semillas, ya que generalmente estas poblaciones comparten los mismos mecanismos de polinización y dispersión de semillas.

En el caso de las plantas polinizadas por algún vector animal (insectos, aves, murciélagos), sus poblaciones silvestres suelen ser importantes bastiones de recursos (néctar y polen) para los polinizadores: contribuyen en forma decisiva al mantenimiento de las poblaciones de estos últimos y determinan, por lo tanto, un servicio crucial para el sostenimiento de las actividades productivas (Proctor *et al.* 1993).

Algunos de los factores involucrados en la declinación de los polinizadores son: *1*] la expansión de las áreas de cultivo, lo que incrementa la demanda de polinización y fragmenta y elimina las áreas de hábitat para los polinizadores; *2*] el uso excesivo de plaguicidas aplicados para el control de plagas y enfermedades; *3*] la ocurrencia y expansión de especies invasoras que "distraen" o diluyen el esfuerzo de los polinizadores remanentes hacia la flora nativa; *4*] la presencia de asincronías provocadas por el cambio climático entre la ocurrencia de los periodos de floración y los ciclos reproductivos de los polinizadores; *5*] las alteraciones en las condiciones y características de los hábitats de los polinizadores por efectos del cambio climático; *6*] el desplazamiento de polinizadores nativos por la actividad de abejas domésticas o africanizadas, y *7*] el incremento de la distancia entre las áreas de refugio y reproducción de polinizadores y las áreas de cultivo a las que podrían dar servicio (CSPNA 2007).

La disminución de los organismos polinizadores puede tener varias consecuencias sobre el ecosistema. Los grupos más susceptibles a estos cambios son: *1*] las angiospermas en ecosistemas naturales (árboles, matorrales, herbáceas y epífitas, incluyendo orquídeas); *2*] los cultivos agrícolas comerciales, y *3*] las especies forestales (en ambientes naturales y plantaciones), así como las plantas útiles usadas en medicina tradicional, para colorantes naturales, extracción de fibras y resinas, y como materiales de construcción (CSPNA 2007). Además, existen vínculos estrechos entre los cultivos agrícolas y las poblaciones silvestres, los cuales se dan por medio del intercambio de material genético que promueven los polinizadores.

En el Valle de Tehuacán-Cuicatlán se han llevado a cabo

Arias 2000). Por otro lado, los murciélagos del género *Leptonycteris* tienen un papel central en la polinización del agave azul, *Agave tequilana*; si bien gran parte de la producción industrial se lleva a cabo con plantas reproducidas asexualmente, la diversidad genética que les confiere la fertilización por medio de estos polinizadores es fundamental para prevenir devastaciones ocasionadas por agentes patógenos (López-Hoffman *et al.*, en prensa).

La regulación de las poblaciones de vectores de enfermedades, así como la probabilidad de su transmisión entre animales o hacia los humanos dependen de la diversidad, abundancia relativa y composición de especies de animales (Ostfeld y Keesing 2000; Díaz *et al.* 2005; Suzan 2005; Peixoto y Abramson 2006). Se están recolectando pruebas que demuestran que a mayor diversidad de animales silvestres es menor la probabilidad de transmisión de estas enfermedades a los humanos. En México se han observado brotes epidémicos (que afectan a un gran número de individuos) y zoonóticos (que afectan a un gran número de especies) de enfermedades como malaria, dengue, leshmaniasis, oncocercosis, lepra, peste bubónica, tripanosomiasis, leptospirosis y diferentes rickettsiosis transmitidas por ectoparásitos de roedores. Estos brotes se han atribuido al aumento en las densidades de especies invasoras, las cuales son frecuentemente los vectores o reservorios de estas enfermedades (Zavala-

diversos estudios (Casas *et al.* 2006; Oaxaca-Villa *et al.* 2006) sobre la polinización y la genética de poblaciones de especies de cactáceas columnares (*Escontria chiotilla*, *Polaskia chende*, *P. chichipe* y *Stenocereus stellatus*), cuyas poblaciones silvestres y cultivadas coexisten. Todos estos estudios han demostrado: *1*] que las poblaciones silvestres y cultivadas comparten todos los polinizadores; *2*] que las distancias que separan a ambos tipos de poblaciones son más cortas que aquellas que los polinizadores pueden viajar en un día (para el caso de abejas y colibríes) o en una noche (para el caso de los murciélagos), por lo que es improbable que existan barreras espaciales al intercambio de polen de tales poblaciones; *3*] que la producción de flores ocurre en tiempos muy similares, por lo que también es improbable que haya barreras temporales a tal intercambio de polen, y *4*] que el flujo génico entre poblaciones silvestres y cultivadas es muy elevado y las diferencias genéticas entre estos tipos de poblaciones son muy pequeñas; es decir, las poblaciones silvestres y cultivadas intercambian continuamente información genética entre sí.

El hecho de compartir polinizadores y dispersores de semillas puede determinar que los genes de las poblaciones silvestres continuamente se incorporen a las poblaciones cultivadas, enriqueciendo constantemente la variabilidad genética de los cultivos, proceso al que se le conoce como introgresión (Gepts 1993). En el Valle de Tehuacán, los estudios revelan que las poblaciones cultivadas de las cactáceas columnares analizadas poseen niveles altos de diversidad genética. En el caso de *Stenocereus stellatus*, incluso algunas poblaciones cultivadas poseen mayor diversidad genética que las poblaciones silvestres (Casas *et al.* 2006). Tan alta diversidad se debe en parte a la labor de selección artificial a favor de diversos atributos de las plantas, así como al continuo recambio de individuos que llevan a cabo los campesinos en sus huertos y solares. También se debe a la continua introducción de genes por medio de polen y semillas provenientes de las poblaciones silvestres. Este proceso constituye otra faceta del servicio de polinización que aportan los ecosistemas naturales a la producción agrícola.

Pero el flujo de genes también ocurre en sentido inverso; es decir, desde las poblaciones cultivadas hacia las silvestres. Este flujo puede ser de gran importancia en aquellas especies en las que las poblaciones cultivadas constituyen reservorios de elevada diversidad genética, como en el caso mencionado de *Stenocereus stellatus*, así como en el caso de *Polaskia chichipe*. En estas especies las poblaciones cultivadas constituyen colecciones de diversidad genética de distintas áreas de la región, pues los campesinos intercambian propágulos de variantes de estas plantas. El contacto entre las poblaciones cultivadas y silvestres, asegurado por polinizadores y dispersores de semillas, en principio desempeña un papel significativo en el mantenimiento general de la diversidad genética de la especie en cuestión (Casas *et al.* 2006). No obstante, otros estudios en la Mixteca baja reportan poblaciones silvestres de *Stenocereus stellatus* muy disminuidas debido a la perturbación de los hábitats naturales, donde coexisten con poblaciones cultivadas de esa especie muy abundantes y diversas (Arias-Cóyotl *et al.* 2006). En ese caso, los autores encontraron que las poblaciones cultivadas son más atractivas para los polinizadores más eficientes (el murciélago *Leptonycteris curasoae*), ya que en ellas se concentra una mayor abundancia de néctar y polen. En estas circunstancias, la frecuencia de visitas de polinizadores y la producción de frutos de los parientes silvestres tuvo una merma significativa (Casas *et al.* 2006). Se ha sugerido que, para ese caso particular, la restauración de poblaciones silvestres y el manejo de poblaciones en áreas perturbadas intermedias entre las poblaciones cultivadas y silvestres podrían amortiguar este efecto.

Velázquez *et al.* 1999; Sánchez-Tejada *et al.* 2001; Peterson *et al.* 2002). Se prevén consecuencias importantes asociadas a brotes de enfermedades, como el síndrome pulmonar hantavirus, debido a que en México se encuentra un gran número de especies potencialmente transmisoras; además, en Estados Unidos se han reportado 438 casos con tasas de mortalidad de hasta 60% (Suzan *et al.* 2001; Suzan 2005; Peixoto y Abramson 2006). Las altas tasas de pérdida de biodiversidad, la destrucción de los ecosistemas naturales, el cambio de uso del suelo, la contaminación del suelo, agua y tierra pueden provocar impactos ecológicos y epidemiológicos impredecibles.

Regulación de la erosión del suelo

El suelo proporciona una gran variedad de servicios ecosistémicos fundamentales para el bienestar de las poblaciones humanas (Daily *et al.* 1997). Los servicios incluyen la moderación del ciclo hidrológico, el soporte físico para las plantas, la retención y oferta de nutrientes para las plantas, el procesamiento de desechos y materia orgánica muerta, el mantenimiento de la fertilidad del suelo (recuadro 4.6), la regulación de los ciclos del agua y de nutrientes, regulación climática y hábitat para una miríada de organismos que realizan algunas de estas funciones (cuadro 4.4). Así, por ejemplo, se estima que el contenido

Recuadro 4.6 Indicadores de la capacidad de proporcionar servicios ecosistémicos o de impactos severos a esta capacidad: el caso de la regulación del mantenimiento de la fertilidad del suelo

Jorge D. Etchevers • Julio Campo

El desarrollo de sistemas de manejo que permitan el mantenimiento de los servicios ecosistémicos se basa en la existencia de indicadores que permitan evaluar la capacidad de los ecosistemas para proveerlos, o en la identificación de grados severos de degradación que impiden su provisión. En el caso de los servicios ecosistémicos asociados al suelo, se han desarrollado múltiples indicadores de la funcionalidad del suelo (Orwin y Wardle 2004; Sumner 2000). Una primera aproximación ha permitido identificar los efectos de la conversión de los bosques, las quemas y la remoción de biomasa vegetal, así como de las diferentes prácticas agrícolas sobre los distintos grupos funcionales que habitan el suelo (cuadro 4.5) (Catovsky *et al.* 2002; Mikola *et al.* 2002; Mikola y Setälä 1998). Una herramienta más fina es la identificación de aquellos indicadores que han demostrado ser sensibles a los procesos realizados por la biota del suelo (cuadro 4.6). El propósito de estos indicadores es monitorear la capacidad de la biota subterránea para continuar funcionando y contribuyendo a proporcionar servicios ecosistémicos en condiciones que podrían involucrar cambios por procesos naturales o por disturbios humanos (Wardle *et al.* 2004). Por último, un tercer grupo de indicadores, igualmente útiles, sirven para identificar condiciones de degradación química y física del suelo asociadas con deficiencias en la capacidad de provisión de servicios ecosistémicos (cuadro 4.6).

Cuadro 4.4 Grupos funcionales de organismos del suelo, sus funciones biológicas clave y sus efectos en las prácticas

Grupo funcional	Función biológica	Práctica	Efecto
Microorganismos, meso y macrofauna	Descomposición	Quema, barbecho, herbicidas Forrajeo, alcochados	Negativo Positivo
Biomasa microbiana (principalmente hongos)	Secuestro de carbono	Roza, tumba y quema, alcochados Forrajeo	Negativo Positivo
Fijadores de nitrógeno	Ingreso de nitrógeno	Fertilización	Negativo
Micorrizas	Redistribución de nutrientes y materia orgánica	Barbecho, fertilización	Negativo
Microorganismos y microfauna	Dinámica y conservación de nutrientes	Irrigación, fertilización, quema	Negativo
Raíces, hifas, meso y macrofauna	Estructura del suelo	Quema, irrigación, barbecho	Negativo

Fuente: Woomer y Swift (1997).

de carbono almacenado en el primer metro de suelo es 1.5 veces mayor al acumulado en la biomasa aérea (por encima del suelo), lo que lo convierte en el almacén de carbono más importante entre los sistemas terrestres (Kern y Johnson 1993; Sombroeck *et al.* 1993).

El mantenimiento del suelo, y por lo tanto la regulación de su pérdida o erosión, es fundamental para el bienestar de las poblaciones humanas. La capacidad de mantener la provisión del servicio de regulación de la erosión se ve fuertemente modificada por los cambios de uso de suelo y sobre todo por cambios en el tipo de cobertura vegetal para la creación de ecosistemas destinados a la producción agrícola o pecuaria. En particular, prácticas de manejo como el laboreo en el sentido de la pendiente, cultivos espaciados sin protección del suelo, compactación de este por maquinaria o exceso de carga pecuaria aumentan la propensión del suelo a la erosión (Sumner 2000). La pérdida de biodiversidad vegetal y de microorganismos del suelo (cuadro 4.5) está también relacionada con reducciones en la biomasa subterránea e incrementos en la susceptibilidad a la erosión (Balvanera *et al.* 2006). Además, los cambios de uso de suelo alteran sustancialmente los ciclos biogeoquímicos así como el almacenaje de varios elementos en el suelo (cuadro 4.6). Estos atributos son esenciales para mantener el crecimiento y desarrollo de la plantas (Maass *et al.* 1998), los almacenes de carbono (Lal 2003; Ordóñez *et al.* 2008), la estructura del suelo (Cotler y Ortega-Larrocea 2006), la

Cuadro 4.5 Indicadores de la calidad del servicio ambiental respecto a la función del ecosistema vinculados con la biota del suelo

Indicador	Calidad del indicador
Relación N:P en los residuos	Confiable
Tasa de descomposición de los residuos	Seguro
Tasa de liberación de N de los residuos	Confiable
Tasa de liberación de P de los residuos	Confiable
Relación N:P en el humus	Seguro
Respiración basal microbiana en el humus	Seguro
Respiración inducida en el humus	Seguro
Biomasa microbiana en el humus	Seguro
Relación bacterias : hongos	Seguro

Nota: seguro = indicador que ofrece certeza; confiable = indicador que da esperanza de alcanzar lo que se desea.

Cuadro 4.6 Indicadores físicos, químicos y biológicos para monitorear los cambios en el suelo

Parámetro	Relación con condición y función	Valores relevantes
	Físicos	
Textura	Retención y transporte de agua y compuestos químicos, erosión del suelo	Confiable
Profundidad del suelo, suelo superficial y raíces	Estima la productividad potencial y la erosión	Confiable
Infiltración y densidad aparente	Potencial de lavado, productividad y erosividad	Confiable
Capacidad de retención de agua	Retención de agua, transporte* y erosividad; humedad aprovechable, textura y materia orgánica**	* Seguro ** Confiable
	Químicos	
Materia orgánica (N y C total)	Define la fertilidad del suelo, estabilidad, erosión	Seguro
pH	Define la actividad química y biológica	Seguro
Conductividad eléctrica	Define la actividad vegetal y microbiana	Confiable
P, N y K extractables	Nutrientes disponibles para la planta, pérdida potencial de N; productividad e indicadores de la calidad ambiental	Seguro (previamente calibrados)
	Biológicos	
C y N de la biomasa microbiana	Potencial microbiano catalítico y depósito para C y N, cambios tempranos en los efectos sobre el manejo de la materia orgánica	Seguro
Respiración, humedad y temperatura	Actividad de la biomasa microbiana; pérdida de C contra entrada al reservorio total de C	Seguro
N mineralizable	Productividad del suelo y suministro potencial de N	Confiable

Fuentes: Doran y Parkin (1994); Larson y Pierce (1991); Seybold *et al.* (1997).

capacidad de regulación del ciclo hidrológico (Bruijnzeel 2004) y la biodiversidad edáfica.

En el caso de México, algunas técnicas de manejo están ocasionando severos procesos de degradación del suelo que afectan 45% del territorio nacional (Fig. 4.11a). Los principales problemas son la reducción de la fertilidad del suelo (18.3%) y la erosión hídrica (11.4%). Actualmente, 25% del país está siendo afectado por procesos de degradación intensos, en especial a causa de las actividades agrícolas y el sobrepastoreo (Fig. 4.11b, c). Los estados del suroeste del país presentan mayor impacto por la erosión hídrica, mientras que los estados del norte están siendo más afectados por la erosión eólica.

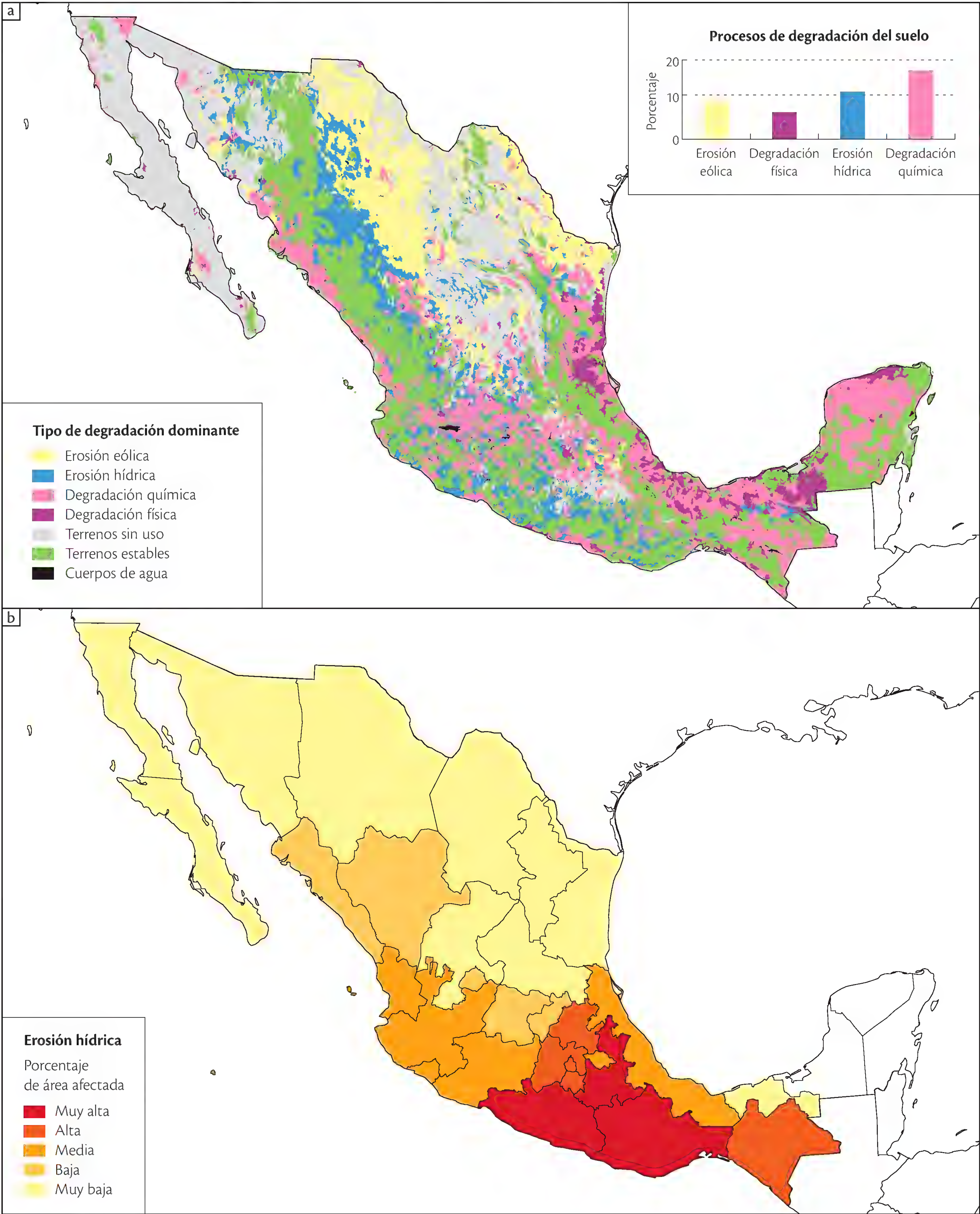


Figura 4.11 [*Esta página y la siguiente*] Patrones espaciales de las condiciones de erosión y mantenimiento de fertilidad del suelo en México: ***(a)*** tipo de degradación dominante; ***(b)*** áreas afectadas (porcentaje del territorio del estado) por erosión hídrica, y ***(c)*** áreas afectadas (porcentaje del territorio del estado) por erosión eólica. Fuente: Semarnat-Colpos (2003).

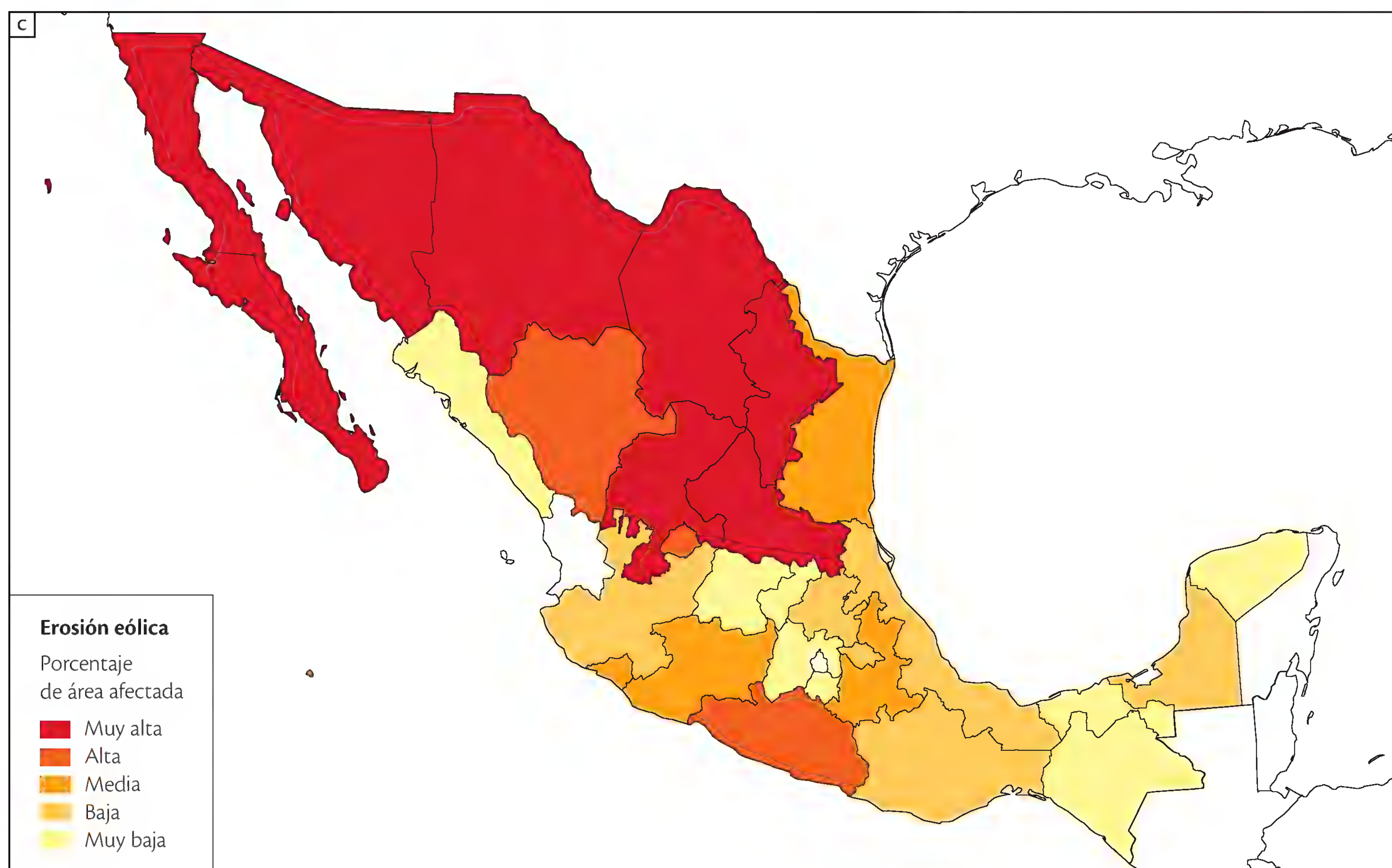


Figura 4.11 [*concluye*].

Regulación del clima y de la calidad del aire

Las propiedades físicas de los ecosistemas afectan los flujos de calor, agua y partículas entre ecosistemas terrestres, ecosistemas acuáticos y la atmósfera. Estas propiedades físicas y los flujos asociados tienen influencia sobre el clima (temperatura y precipitación) y la calidad del aire (House *et al.* 2005). Los ecosistemas terrestres pueden ser fuentes o sumideros de gases de efecto invernadero (los cuales afectan la temperatura atmosférica); sus características determinan las tasas de evapotranspiración y por lo tanto los patrones de precipitación regional; además, afectan los patrones de liberación de nutrientes y de partículas a la atmósfera, así como los de depositación (GIECC 2000; IPCC 2002; House *et al.* 2005). El arreglo espacial de los fragmentos de bosque dentro de paisajes agropecuarios, la composición de especies de la vegetación en términos de sus atributos funcionales y el número de especies de plantas afectan la capacidad de los ecosistemas para almacenar carbono (Díaz *et al.* 2005).

En el caso de México, el cambio de uso del suelo y en particular la deforestación tiene efectos importantes sobre la regulación climática. En particular, en lo que se refiere a la emisión de gases de efecto invernadero, la deforestación contribuyó con una emisión de 89 millones de toneladas de CO_2 equivalente entre 1993 y 2002; la principal fuente de emisiones de estos gases proviene de la quema de combustibles fósiles; en total, en 1996 se liberaron 643 millones de toneladas de CO_2 equivalente (INE 2006).

Por medio de modelos matemáticos, de acuerdo con las proyecciones de emisiones futuras de gases de efecto invernadero, y usando la metodología propuesta por el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (Nakicenovic *et al.* 2000), se pueden predecir los impactos más significativos de los cambios en el clima. En el caso de México se prevé que los mayores impactos ocurrirán en la zona del Golfo de México y en las zonas templadas (INE 1995; Villers y Trejo-Vázquez 1997; Gay 2000; GIECC 2000). El límite latitudinal de los bosques espinosos se desplazaría hacia el sur, principalmente en la vertiente del Pacífico. Se prevé un mayor desplazamiento de elementos con preferencias más cálidas y xéricas; se favorecerían las condiciones para una ampliación en la distribución espacial de comunidades como los bosques

secos y los bosques tropicales caducifolios (con adaptaciones a la aridez). La mayoría de las costas del Golfo de México y el Caribe, por ser bajas, arenosas, con extensos humedales adyacentes y con altitudes de menos de un metro, son la fracción del territorio más vulnerable al ascenso del nivel del mar ante escenarios futuros de cambio climático. Los impactos incluirán inundaciones de poblados, infiltración de aguas salinas en mantos freáticos, inundación de centrales eléctricas costeras (como Tuxpan y Laguna Verde) y la fusión con el mar de lagunas como las de Alvarado y Tamiahua (INE 1995; Gay 2000). Los escenarios de cambio en los patrones climáticos que se proyectan para las décadas futuras exceden la habilidad de muchas especies vegetales y animales de adaptarse mediante estrategias como la migración, cambios en el comportamiento o modificaciones genéticas; estos procesos requieren cientos o miles de años para llevarse a cabo, mientras que los cambios climáticos y sus consecuencias se prevén en plazos menores a un siglo (Martínez y Fernández 2004).

Las actividades humanas han conducido a la liberación en la atmósfera de partículas con efectos negativos potenciales sobre la salud humana y los ecosistemas naturales (House *et al.* 2005). Las principales fuentes de emisiones a la atmósfera son la quema de combustibles fósiles para generación de energía, el funcionamiento de vehículos, así como algunas actividades industriales. Sin embargo, los incendios forestales, la quema de residuos agrícolas y el cambio de uso del suelo pueden también contribuir a estas emisiones. Además, el impacto de contaminantes en el aire no solo se restringe a las zonas donde fueron emitidos, ya que pueden ser transportados a grandes distancias, e incluso en su trayecto pueden ser transformados en otro tipo de contaminantes.

En México, 25 ciudades y zonas urbanas cuentan con datos continuos sobre niveles de contaminantes (monóxido de carbono, dióxido de azufre, óxidos de nitrógeno, ozono y partículas suspendidas de distintos tamaños) que determinan en conjunto la calidad del aire (INE 2005; Gutiérrez, com. pers.). En estas ciudades se observa en general una reducción en los niveles de monóxido de carbono debida mayormente a los avances tecnológicos en la flota vehicular. El ozono es el principal problema para la salud humana en la zona metropolitana de Guadalajara (ZMG) y en la zona metropolitana de la ciudad de México (ZMCM) (SMA-GDF 2005). Las partículas suspendidas de mayor tamaño PM10 han disminuido en la ZMCM y la ZMG, pero han aumentado en la zona metropolitana de Monterrey (ZMM). Los incendios forestales ocurridos en el año 1998 se consideran como uno de los principales causantes del incremento en los niveles de partículas suspendidas en la ZMCM (Tanner *et al.* 2001; Sosa *et al.* 2004; INE 2005), así como en los altos niveles de iones de nitrato en lluvia ácida en muestras de la Península de Yucatán (Cerón *et al.* 2002). Se han reportado efectos negativos de la lluvia ácida en suelos, cuerpos de agua, así como en monumentos históricos y culturales (Bravo *et al.* 2000; Cerón *et al.* 2002). Se han detectado contaminantes emitidos por la ZMCM en regiones contiguas e incluso en la región del Golfo de México (De Foy *et al.* 2006). Asimismo, los altos niveles de dióxido de azufre observados en el Parque Nacional Pico de Orizaba se atribuyen a contaminantes emitidos en la ZMCM, Tlaxcala y Puebla (Márquez *et al.* 2005).

Los datos para otros contaminantes son escasos. En una región de Chiapas se encontraron niveles altos de plaguicidas organoclorados en el aire ambiente, en la zona de los valles centrales de Chiapas, aunque aún se desconoce su impacto sobre la biota (Alegría *et al.* 2006). Los pocos datos sobre mercurio total en el aire muestran niveles elevados en zonas no urbanas (Huejutla, Hidalgo, y Puerto Ángel, Oaxaca), y algunos episodios de niveles altos en la ZMCM; sin embargo, la información disponible es insuficiente para entender los procesos asociados y sus consecuencias (De la Rosa *et al.* 2005).

Regulación de la respuesta a eventos naturales extremos

En la naturaleza se presentan de forma natural eventos extremos que conducen a cambios drásticos en las condiciones de un sitio o una región dados. Estos eventos incluyen sequías, ciclones, tormentas, erupciones volcánicas o inundaciones. Cuando alguno de estos produce cambios que afectan de manera severa los ecosistemas y el bienestar de las poblaciones humanas que los habitan, se convierte en un desastre (CEPAL 2002; Bravo de Guenni *et al.* 2005). Los ecosistemas terrestres y costeros tienen distintas capacidades de respuesta a la incidencia de estos eventos naturales extremos, dependiendo de sus características físicas y bióticas. Estas características les permiten o les impiden modular los impactos de eventos sobre los ecosistemas mismos, los que los rodean y sobre las poblaciones humanas que ahí habitan. El mantenimiento de condiciones adecuadas del suelo (profundidad, textura y contenido de materia orgánica), de la cobertura vegetal (tanto en las partes altas de las montañas como a lo largo de los ríos y de las cos-

tas), de los humedales y de los lagos es fundamental para regular las inundaciones (Bravo de Guenni *et al.* 2005). La presencia de manglares, lagunas costeras y arrecifes coralinos modula el impacto de los huracanes en las zonas costeras (Bravo de Guenni *et al.* 2005; Agardy *et al.* 2006). Además se ha planteado que, en general, sistemas más diversos son más estables, es decir, que hasta cierto grado resisten y se recuperan más rápido del embate de eventos extremos (Bravo de Guenni *et al.* 2005; Díaz *et al.* 2006).

En México no se cuenta con datos que permitan relacionar los cambios en las condiciones físico-bióticas de los ecosistemas terrestres y costeros con incrementos en la vulnerabilidad frente a eventos extremos. Los eventos climatológicos extremos han causado numerosos desastres, con daños apreciables para la población y la economía (Bitrán 2001; Cenapred 2005). Se estima que en los últimos 24 años han perdido la vida unas 3 170 personas, lo que equivale a un promedio de casi 132 personas por año. Los daños respectivos han superado los 5 000 millones de dólares, lo que equivale aproximadamente a unos 232 millones de dólares anuales, en promedio, a precios actuales. El aumento en la frecuencia y en las consecuencias negativas de eventos hidrometeorológicos extremos parece estar relacionado con el deterioro de los ecosistemas naturales; esto fue particularmente patente en 2005, cuando sufrimos los embates de los huracanes Emily, Stan y Wilma (Fig. 4.12a, b, c). En el caso de Motozintla, Chiapas, por ejemplo, los deslaves fueron más marcados en áreas desprovistas de cobertura vegetal que en aquellas protegidas por la cobertura vegetal boscosa (Conabio 2006).

La presencia de condiciones adecuadas de suelo, cobertura vegetal, humedales, manglares (recuadro 4.7 y cuadro 4.7), lagunas costeras y arrecifes coralinos es particularmente importante para mitigar los impactos de los eventos naturales extremos en el caso de las zonas que están más expuestas a estos fenómenos. Algunas zonas de las costas del Pacífico y del Golfo están expuestas a embates de huracanes (Fig. 4.13). Por otro lado, los estados más afectados por las lluvias torrenciales han sido históricamente los de México, Tlaxcala y Oaxaca (Cenapred 2005).

Los eventos naturales extremos pueden tener además consecuencias secundarias que no son perceptibles en el corto plazo, ni en los alrededores cercanos a los sitios afectados. En particular, la erosión asociada a estos eventos conlleva costos ambientales y económicos importantes (Conabio 2006).

4.3.3 Servicios culturales

Los servicios culturales son el resultado de la evolución a lo largo del tiempo y del espacio de la relación entre los seres humanos y la naturaleza que los rodea; como resultado, las culturas humanas están muy influenciadas por los ecosistemas que habitan y viceversa. Los servicios culturales abarcan tanto los aspectos materiales (las plantas, los animales, el agua, el suelo) como los aspectos intangibles (seguridad, belleza, espiritualidad, recreación cultural y social para las poblaciones); también abarcan el conocimiento, las percepciones y los sistemas de clasificación de su entorno natural (Balvanera y Prabhu 2004; De Groot *et al.* 2005; Lazos Chavero 2006).

En México, la gran riqueza biológica y cultural está asociada con numerosos servicios. Usos, recursos y significados se entrelazan dinámicamente en las diversas culturas, lo que conforma un sinnúmero de servicios culturales posibles. El significado y la valoración de cada servicio, determinados por la propia cultura donde este se enmarca, son distintos en las diferentes regiones del país. En algunas culturas, el uso del copal será fundamental para la realización de ceremonias y la comunicación con sus antepasados; en otras, la venta de un bejuco será determinante para su economía familiar. Incluso la misma especie puede tener significados y usos distintos en diversas culturas. Así, entre los mestizos de Balzapote, Veracruz, el guayabo (*Psidium guajava*) tiene hasta 10 usos (Lazos Chavero y Álvarez-Buylla 1988), mientras que los nahuas de Tatahuicapan, Veracruz, solo le atribuyen cuatro usos (Godínez y Lazos 2003). Para algunas sociedades conservar un bosque puede ser considerado como un valor fundamental, incluso para lograr la reproducción simbólica de dicha sociedad; en cambio, para otras, un bosque significa un obstáculo para el desarrollo de la sociedad (Barrera *et al.* 1977; Lazos Chavero 1996; Godínez y Lazos 2003). Entre los mayas-yucatecos, el *t'olche'* (vegetación dejada a lo largo de los caminos) debe conservarse siempre pues ahí moran los pequeños dueños del monte, quienes cuidarán los caminos y las milpas cultivadas; en cambio, los ganaderos nahuas de Pajapan buscan maximizar el terreno agropecuario frente a la escasez de tierras y tumban toda la vegetación de su parcela, incluso la de los bordes, con el fin de empastar (Rico-Gray *et al.* 1985; Sanabria 1986; Lazos Chavero y Paré 2000).

En el caso de la fauna silvestre, los servicios culturales que proporciona se reflejan en la cosmovisión y esencia misma de numerosas culturas prehispánicas y contemporáneas de

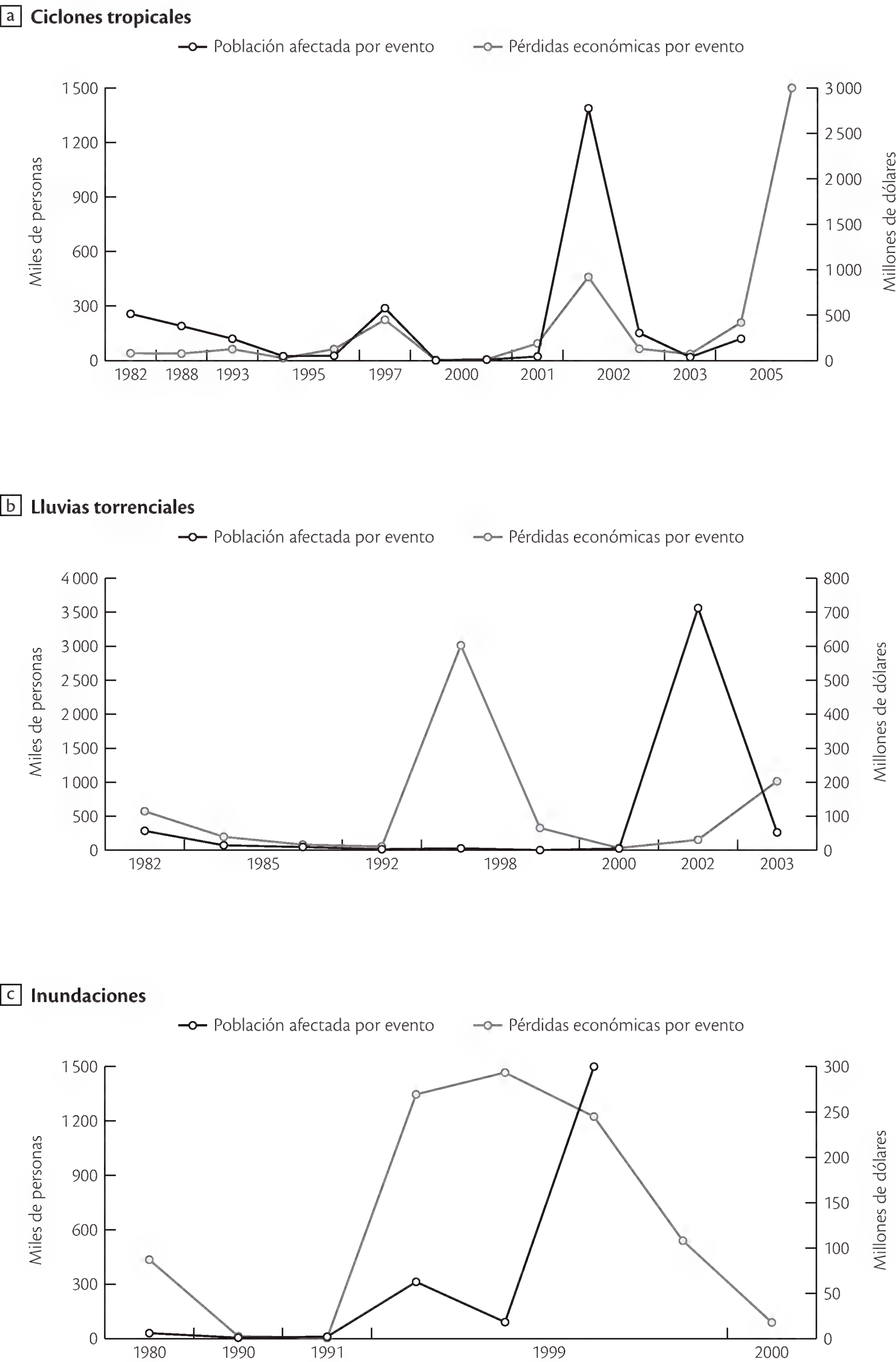


Figura 4.12 Patrones temporales de los eventos naturales extremos asociados a desastres en México de acuerdo con el número de habitantes afectados y los costos económicos. Fuente: Cenapred (2005).

Recuadro 4.7 Valoración de servicios ecosistémicos: el caso de los manglares

Alejandro Guevara

La valoración de los servicios ecosistémicos es una herramienta útil para dar a conocer su importancia (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Tradicionalmente se conoce el valor económico de aquellos productos que tienen un mercado, que son comerciables, los cuales son fundamentalmente servicios de provisión. Sin embargo, los ecosistemas proporcionan un abanico de servicios de regulación y culturales, que no tienen un precio establecido. Al incorporarlos en un ejercicio de valoración es posible evaluar su importancia relativa.

En el caso de los manglares de la costa noroeste del país, estos proporcionan una serie de servicios ecosistémicos que incluyen: *1*] criaderos para muchas especies de crustáceos, peces y moluscos de interés comercial como el camarón; *2*] hábitats de diferentes especies de mamíferos, aves, peces e invertebrados, algunas de las cuales se encuentran amenazadas o en peligro de extinción; *3*] regulación de flujos hídricos estacionales al retener el agua y liberarla lentamente; *4*] regulación de la calidad del agua al extraer de ella sedimentos, sal, nutrientes y sustancias tóxicas; *5*] regulación climática al capturar carbono atmosférico, y *6*] belleza escénica, que promueve la actividad ecoturística en la zona (Agardy *et al*. 2006). El valor económico de los manglares va más allá del valor de mercado de los servicios comerciales que otorgan, es decir, muchos de sus servicios no tienen precio establecido. Las decisiones que determinan el manejo de los bosques de mangle, así como de los otros tipos de capital natural, deben, por tanto, considerar el valor económico total (VET) de los servicios que proporciona. El VET es la suma de dos tipos de valores: los valores de uso activo y los valores de uso pasivo (Azqueta 1994; Azqueta y Pérez 1996; Barbier *et al.* 1997; Pearce 1993). Los valores de uso activo dependen del empleo real y concreto del recurso natural en cuestión. Los valores de uso pasivo, que incluyen los valores de opción y los valores de existencia, consideran el valor intrínseco de su sola existencia (cuadro 4.7).

En general, los manglares representan para muchas familias asentadas en las zonas costeras una fuente de productos e ingresos para su subsistencia. Tal es el caso del ejido de Mexcaltitán, Nayarit. Por medio de la construcción de una matriz de contabilidad social se pudo estimar el valor de uso directo del bosque de mangle para la comunidad (Guevara *et al.* 2005). Entre los resultados obtenidos se encuentra la composición porcentual del PIB ejidal. La aportación por el uso directo del manglar es de 2%, sin embargo, al considerar su aportación indirecta, fundamental para la pesca artesanal, se ve su importancia económica, que representa hasta 56% del incremento anual de la riqueza del pueblo (Fig. 1).

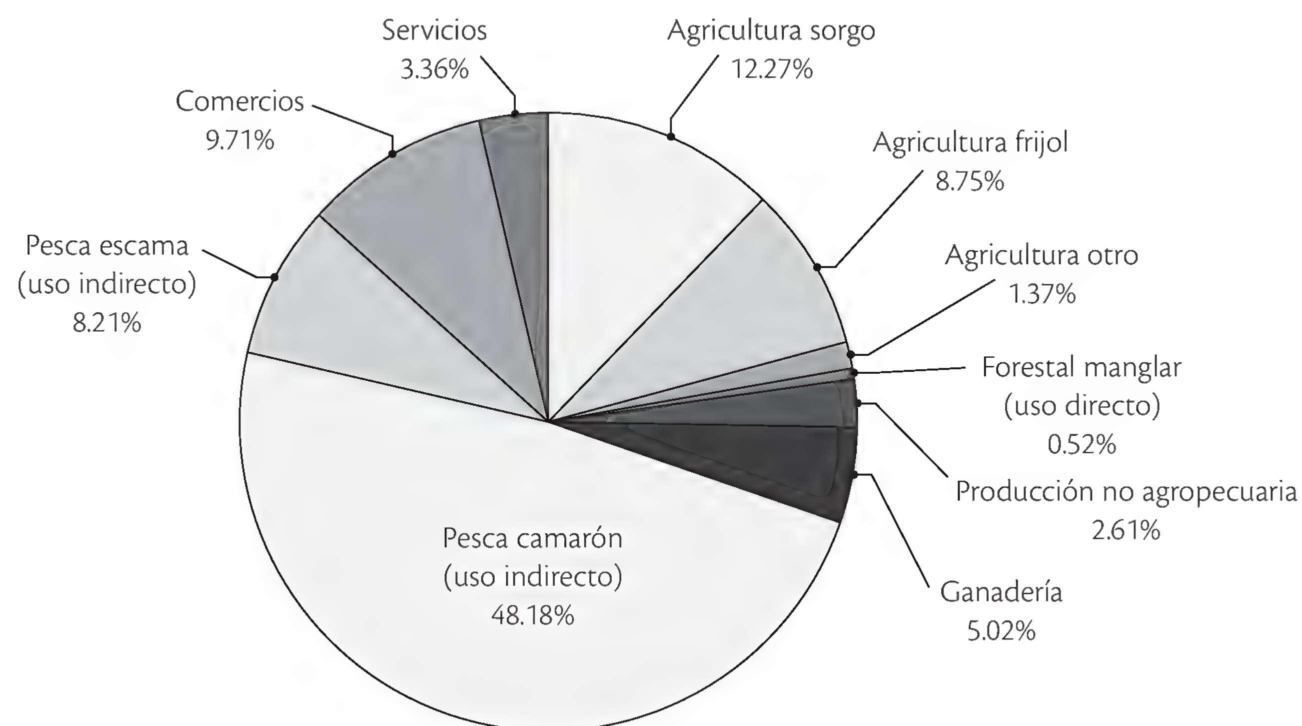


Figura 1 Composición del ingreso ejidal en el ejido de Mexcaltitán, Nayarit, en 2004 y su relación con los servicios ecosistémicos que brinda el manglar. Fuente: Guevara *et al.* (2005).

Cuadro 4.7 Valor económico total del manglar: estructura y cifras representativas

Usos activos			Usos pasivos
Usos presentes		Usos futuros	
Directo	**Indirecto**	**Opción**	**Existencia/herencia**
• **Extractivos** Madera, leña y medicamentos. Considerando planes de manejo forestal y precios en patio para los ejidos de San Blas y Mexcaltitán, se calcula una ganancia promedio anual de 0.4 y 1.6 millones de pesos al año, respectivamente, solo por la venta autorizada de madera comercial. • **No extractivos** Ecoturismo y recreación. Los prestadores de servicios turísticos en San Blas manifiestan una disposición a pagar 72 000 pesos al año por uso y conservación de los canales.	• **Pesquerías dependientes del manglar** El valor del servicio de protección de pesquerías es de 100 dólares por hectárea para Marismas Nacionales, Nayarit. • **Filtrado de aguas residuales** Para la Laguna de Términos en Campeche, el costo de operación anual de una planta de tratamiento es de 150 dólares por hectárea. • **Amortiguamiento de tormentas** • **Fijación de nitrógeno** • **Captura de carbono** El contenido promedio de carbono en Mexcaltitán es de 89.8 MgC ha^{-1}. El servicio de captura de carbono ofrecido por los bosques de mangle se podría traducir en una ganancia de 1 000 dólares por hectárea. • **Pesca ribereña** En Mexcaltitán, los pescadores estarían dispuestos a pagar hasta 1 400 pesos al año para la conservación de una hectárea de manglar.	• Reservorio de recursos genéticos para el desarrollo de nuevos medicamentos.	• Valores culturales, religiosos y éticos. • Se deben evitar cambios irreversibles (extinción).

Fuentes: Guevara *et al.* (2005); Lal (1990); Sanjurjo (2005); Sanjurjo *et al.* (2005); UIA (2005); Valdés y Valdez (2005).

nuestro país. La fauna ha sido fuente de inspiración para múltiples expresiones culturales como pintura, danza, cantos, textiles, gastronomía, ritos, mitos, creencias, y hasta la toponimia y los símbolos patrios. En el contexto de los servicios culturales de la fauna silvestre se entremezclan además aspectos estéticos, recreativos, educativos y económicos (Amacup 1997, 1998; Hernández 1999; Martínez y Salazar 2000; Arroyo-Quiroz 2003; Nabhan 2003; Masera *et al.* 2005).

En términos generales, la tendencia al abandono de las actividades agropecuarias por miles de familias campesinas lleva aparejada el desarraigo de creencias, costumbres e instituciones, lo que desestructura la organización comunitaria necesaria para lograr la conservación de los recursos naturales. Los casos son múltiples, desde los nahuas y popolucas de la Sierra de Santa Marta, Veracruz (Lazos Chavero y Paré 2000), hasta los tojolabales y choles migrantes en las selvas en Chiapas (Carabias 2005). Por otro lado, existen comunidades donde a pesar de las elevadas tasas de migración, las creencias, costumbres e instituciones se han fortalecido entre migrantes y residentes en ciclos continuos de vaivenes, y donde la conservación de los recursos naturales es prioritaria. Hay ejemplos de comunidades que tienden a armonizar conservación y desarrollo, aun en condiciones de alta vulnerabilidad, como los ejidos colectivos del sur de Quintana Roo, las comunidades de la Sierra Norte de Juárez en Oaxaca con el manejo de bosques, los ejidos tejedores de palma en Guerrero, las comunidades cafetaleras nahuas de la Sierra Norte de Puebla (Merino y Alatorre 1997). Por tanto, existe una alta variabilidad de situaciones para los servicios culturales. Sin embargo, para mantener estos servicios se debe lograr sostener natural y socioeconómicamente los sistemas campesinos a la par que superar la pobreza y promover su participación social. Es posible encontrar desde poblaciones muy desorganizadas con bajos o altos índices de migración y de marginación hasta poblaciones sumamente organizadas con altos índices de migración, o poblaciones organizadas con bajos índices de migración y altos índices de marginación. En Los Chimalapas, Oaxaca, por ejemplo, existen bajos índices de migración comparados con los de la

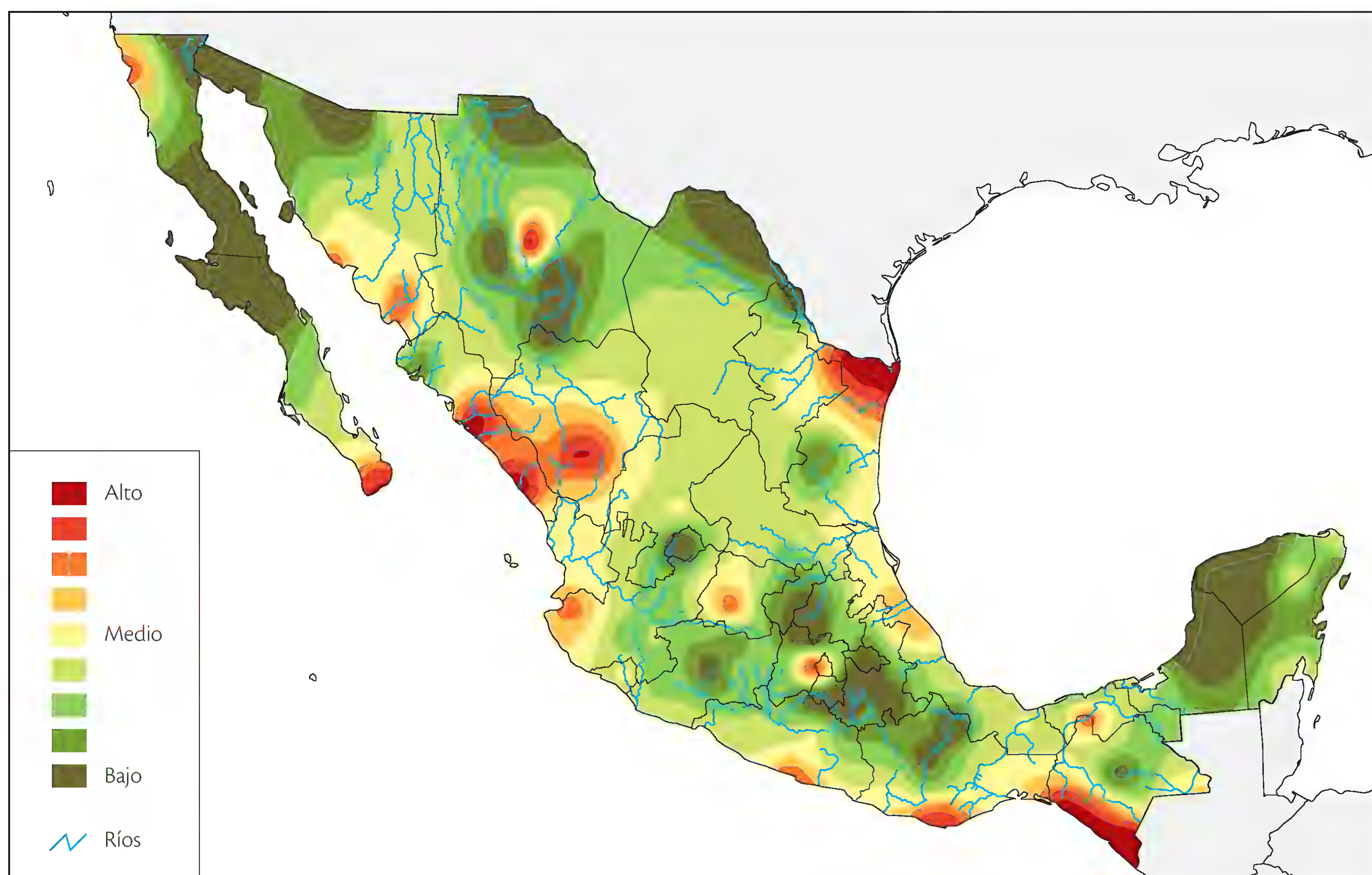


Figura 4.13 Patrones espaciales de vulnerabilidad a eventos naturales extremos en México: el caso de las inundaciones. Fuente: Cenapred (2005).

Mixteca y, a pesar de múltiples conflictos, las comunidades han logrado constituir pequeñas reservas comunitarias. En cambio, en la Mixteca, algunas comunidades, como Intundungia, han logrado conservar su entorno natural a pesar de las altas tasas de migración, mientras que en otras, como Santiago Nuyóo, las comunidades han perdido instituciones locales para lograr consensos con respecto a la conservación de sus bosques (Lazos y Espinosa 2003).

4.4 Relaciones complejas entre servicios

El manejo de un ecosistema para promover la obtención de un servicio ecosistémico en particular, o el consumo de este servicio, puede tener consecuencias negativas sobre la capacidad de provisión de otros servicios (cuadro 4.8a y b). Estas interacciones pueden estar desfasadas en el tiempo (cuando una acción tiene consecuencias mucho tiempo después) y en el espacio (cuando los efectos se observan en regiones alejadas del sitio donde se tomó una decisión en particular) (Rodríguez *et al.* 2006).

En el caso de México, la expansión de las fronteras agrícola y ganadera, así como la intensificación de su producción, han sido los principales mecanismos para aumentar la producción de alimentos y satisfacer las necesidades de alimentación de la población; sin embargo, este fenómeno ha sido también el principal motor de la degradación ambiental (Conabio 2006). La relación entre la promoción de las actividades agropecuarias y sus efectos negativos sobre varios servicios ecosistémicos ha sido ampliamente estudiada en México. En general, los programas gubernamentales dirigidos a donar tierras a los campesinos desprovistos de estas, así como aquellos dirigidos a fomentar la actividad ganadera, promovieron la deforestación de los bosques tropicales del país entre 1960 y 1980; en la región de Los Tuxtlas estos programas y la adopción de la ganadería como herramienta para superar la pobreza contribuyeron a la deforestación de 80% de las selvas húmedas de la región (Durand y Lazos 2004). Durante ese periodo se perdieron hasta 800 000 hectáreas por año: a la fecha solo queda 17% de las selvas húmedas y 26% de las selvas secas del país (véase el capítulo 1 de este volumen). Esta pérdida de hábitat y su fragmentación están

Cuadro 4.8 a Principales interacciones —y su carácter positivo o negativo— de los servicios ecosistémicos identificadas en la literatura global, que pueden ser aplicadas al caso de México

		Servicio causante del efecto							
		En provisión							En provisión y regulación
Servicio afectado		Alimentos derivados de la agricultura	Alimentos derivados de la ganadería	Alimentos derivados de la pesca	Alimentos derivados de la acuicultura	Madera	Leña	Recursos diversos	Agua (cantidad y calidad)
En provisión	Alimentos derivados de la agricultura		●						□
	Alimentos derivados de la ganadería	●							□
	Alimentos derivados de la pesca	●		●	●				
	Alimentos derivados de la acuicultura	●							
	Madera	●	●						
	Leña	●	●						
	Recursos diversos	●	●	●	●	△	△	△	●
En provisión y regulación	Agua (cantidad y calidad)	●	●		●	△			●
En regulación	Biodiversidad	●	●	●	●	△	△	△	●
	Plagas, vectores de enfermedades y polinización	●	●			△		△	
	Erosión	●	●			△			●
	Clima y calidad del aire	●	●				△		●
	Respuesta a eventos naturales extremos	●	●		●	△			●

Fuentes: Agardy *et al.* (2006); Beman *et al.* (2005); Bravo de Guenni *et al.* (2005); Cairns *et al.* (2000); Cassmann *et al.* (2005); Cenapred (2005); Díaz *et al.* (2005); Durand y Lazos (2004); Falkenmark (2003); Finlayson *et al.* (2005); Helfman *et al.* (1997); House *et al.* (2005); Kremen *et al.* (2002); Landa *et al.* (1997); Lavelle *et al.* (2005); Maass *et al.* (2005); Morales *et al.* (2008); OCDE (2008); Riley *et al.* (2001); Rodríguez *et al.* (2006); Sala *et al.* (2005); Sampson *et al.* (2005); Sánchez-Cordero *et al.* (2005); Shvidenko *et al.* (2005); UNEP (2006); Vörösmarty *et al.* (2005); Wood *et al.* (2005).

Nota: las figuras geométricas indican el carácter de la interacción: □ = positivo, △ = moderadamente negativo, ● = fuertemente negativo.

Cuadro 4.8 b Principales interacciones —y sus efectos— de los servicios ecosistémicos identificadas en la literatura global, que pueden ser aplicadas al caso de México

Servicio afectado		Efecto	Interacción
En la provisión de alimentos derivados de la agricultura			
P	Alimentos derivados de la ganadería	La siembra de forrajes compite con la agricultura por superficie.	Fuertemente negativa
P	Alimentos derivados de la pesca	Los fertilizantes conducen al incremento de N en cuerpos de agua y en casos extremos a la muerte de peces.	
P	Alimentos derivados de la acuicultura	Los fertilizantes conducen al incremento de N en cuerpos de agua y en casos extremos a la muerte de peces.	
P	Madera	La expansión de la frontera agrícola/ganadera reduce la cobertura de bosques y de los ecosistemas con elementos leñosos.	
P	Leña		
P	Recursos diversos	La expansión de la frontera agrícola conduce a cambios de uso del suelo y pérdida de biodiversidad y de recursos derivados.	
P-R	Agua (cantidad y calidad)	El riego consume 70% del agua disponible. El cambio en la cobertura vegetal disminuye la calidad del suelo para regular el ciclo hidrológico. El uso de fertilizantes y plaguicidas reduce la calidad del agua.	
R	Biodiversidad	La extensión de la frontera agrícola/ganadera conduce a cambios de uso del suelo y pérdida de biodiversidad.	
R	Plagas, vectores de enfermedades y polinización	El uso de plaguicidas y herbicidas afecta las poblaciones de polinizadores. La reducción de la biodiversidad en paisajes agrícolas afecta el mantenimiento de enemigos naturales de plagas y vectores de enfermedades.	
R	Erosión	La remoción o quema de la cobertura vegetal original disminuyen la capacidad del suelo para regular el ciclo hidrológico, promueven la erosión y disminuyen los almacenes y el mantenimiento de la fertilidad.	
R	Clima y calidad del aire	La expansión de la frontera agrícola provoca la liberación de CO_2 (GEI). El uso de fertilizantes contribuye a la emisión de N_2O (GEI).	
R	Respuesta a eventos naturales extremos	Los cambios del uso de suelo provocan disminución de la capacidad de este para regular el ciclo hidrológico, lo que ocasiona inundaciones y el arrastre de sedimentos, y reducciones en la biodiversidad, con lo que disminuye la capacidad para responder a eventos extremos.	
En la provisión de alimentos derivados de la ganadería			
P	Alimentos derivados de la agricultura	La siembra de cultivos compite con la de forrajes por superficie.	Fuertemente negativa
P	Madera	La expansión de la frontera agrícola/ganadera reduce la cobertura de bosques y de los ecosistemas con elementos leñosos.	
P	Leña		
P	Recursos diversos	La expansión de la frontera agrícola conduce a cambios de uso del suelo y pérdida de biodiversidad y de recursos derivados.	
P-R	Agua (cantidad y calidad)	La ganadería consume grandes volúmenes de agua. El cambio en la cobertura vegetal disminuye la calidad del suelo para regular el ciclo hidrológico.	
R	Biodiversidad	La extensión de la frontera agrícola/ganadera conduce a cambios de uso del suelo y pérdida de biodiversidad.	
R	Plagas, vectores de enfermedades y polinización	La reducción de la biodiversidad en paisajes pecuarios afecta el mantenimiento de enemigos naturales de plagas y vectores de enfermedades.	
R	Erosión	La remoción o quema de la cobertura vegetal original disminuyen la capacidad del suelo para regular el ciclo hidrológico, promueven la erosión y disminuyen los almacenes y el mantenimiento de la fertilidad.	
R	Clima y calidad del aire	El ganado emite NH_4 (GEI). La deforestación provoca liberación de CO_2.	
R	Respuesta a eventos naturales extremos	Los cambios de uso del suelo provocan disminución de la capacidad de este para regular el ciclo hidrológico, lo que ocasiona inundaciones y el arrastre de sedimentos, y reducciones en la biodiversidad, con lo que disminuye la capacidad para responder a eventos extremos.	



Cuadro 4.8 b [*continúa*]

<table>
<tr><th colspan="2">Servicio afectado</th><th>Efecto</th><th>Interacción</th></tr>
<tr><td colspan="4">En la provisión de alimentos derivados de la pesca</td></tr>
<tr><td rowspan="2">P</td><td>Alimentos derivados de la pesca</td><td>La sobreexplotación y el manejo inadecuado de recursos marinos conducen al colapso de las poblaciones de especies útiles y de ecosistemas marinos.</td><td rowspan="3">Fuertemente negativa</td></tr>
<tr><td>Recursos diversos</td><td>La introducción de especies y la transformación de lagunas costeras y manglares afectan el mantenimiento de la biodiversidad acuática y marina y de recursos asociados.</td></tr>
<tr><td>R</td><td>Biodiversidad</td><td>La sobreexplotación de recursos pesqueros y la pesca de fondo conducen a pérdida de biodiversidad.</td></tr>
<tr><td colspan="4">En la provisión de alimentos derivados de la acuicultura</td></tr>
<tr><td rowspan="2">P</td><td>Alimentos derivados de la pesca</td><td>La transformación de lagunas costeras y manglares altera hábitats fundamentales para la reproducción de recursos marinos.</td><td rowspan="5">Fuertemente negativa</td></tr>
<tr><td>Recursos diversos</td><td>La introducción de especies y la transformación de lagunas costeras y manglares afectan el mantenimiento de la biodiversidad acuática y marina y de recursos asociados.</td></tr>
<tr><td>P-R</td><td>Agua (cantidad y calidad)</td><td>El uso de antibióticos y de alimentos para peces, así como la introducción de carpas y tilapias reducen la calidad del agua.</td></tr>
<tr><td rowspan="2">R</td><td>Biodiversidad</td><td>La acuicultura afecta el mantenimiento de la biodiversidad acuática y marina.</td></tr>
<tr><td>Respuesta a eventos naturales extremos</td><td>La transformación de lagunas costeras y manglares disminuye su capacidad para modular respuestas frente a huracanes.</td></tr>
<tr><td colspan="4">En la provisión de madera</td></tr>
<tr><td>P</td><td>Recursos diversos</td><td>La explotación forestal clandestina, el manejo inadecuado y la sobreexplotación de leña conducen a la pérdida de biodiversidad.</td><td rowspan="6">Moderadamente negativa</td></tr>
<tr><td>P-R</td><td>Agua (cantidad y calidad)</td><td>La explotación forestal clandestina o sin manejo adecuado provoca cambios de uso del suelo, que disminuyen la calidad de este para regular el ciclo hidrológico.</td></tr>
<tr><td rowspan="4">R</td><td>Biodiversidad</td><td>La explotación forestal clandestina, el manejo inadecuado y la sobreexplotación de leña conducen a la pérdida de biodiversidad.</td></tr>
<tr><td>Plagas, vectores de enfermedades y polinización</td><td>La reducción de la biodiversidad en paisajes con explotación forestal clandestina o manejo inadecuado afecta el mantenimiento de enemigos naturales de plagas y vectores de enfermedades.</td></tr>
<tr><td>Erosión</td><td>La explotación forestal clandestina y el manejo inadecuado provocan cambios de uso del suelo que disminuyen la capacidad de este para regular el ciclo hidrológico, promueven la erosión y disminuyen los almacenes y el mantenimiento de la fertilidad.</td></tr>
<tr><td>Respuesta a eventos naturales extremos</td><td>La explotación forestal clandestina y el manejo inadecuado provocan cambios de uso del suelo y la disminución de la capacidad de este para regular el ciclo hidrológico, lo que ocasiona inundaciones y el arrastre de sedimentos, y reducciones en la biodiversidad; todo ello disminuye la capacidad para responder a eventos extremos.</td></tr>
<tr><td colspan="4">En la provisión de leña</td></tr>
<tr><td>P</td><td>Recursos diversos</td><td>La explotación forestal clandestina, el manejo inadecuado y la sobreexplotación de leña conducen a la pérdida de biodiversidad.</td><td rowspan="3">Moderadamente negativa</td></tr>
<tr><td rowspan="2">R</td><td>Biodiversidad</td><td>La explotación forestal clandestina, el manejo inadecuado y la sobreexplotación de leña conducen a la pérdida de biodiversidad.</td></tr>
<tr><td>Clima y calidad del aire</td><td>La quema de leña contribuye a la liberación de partículas dañinas para la salud.</td></tr>
<tr><td colspan="4">En la provisión de recursos diversos</td></tr>
<tr><td>P</td><td>Recursos diversos</td><td>La sobreexplotación de recursos diversos conduce a la pérdida de biodiversidad y de recursos asociados. La extracción de suelo afecta a todo el ecosistema.</td><td rowspan="3">Moderadamente negativa</td></tr>
<tr><td rowspan="2">R</td><td>Biodiversidad</td><td>La sobreexplotación de recursos diversos conduce a pérdida de biodiversidad.</td></tr>
<tr><td>Plagas, vectores de enfermedades y polinización</td><td>La sobreexplotación de recursos diversos conduce a pérdida de biodiversidad y cambios en la regulación de interacciones bióticas.</td></tr>
</table>



Cuadro 4.8 b [*concluye*]

Servicio afectado		Efecto	Interacción
En la provisión y regulación de agua (cantidad y calidad)			
P	Alimentos derivados de la agricultura	Riego.	Positiva
	Alimentos derivados de la ganadería	Riego.	
	Recursos diversos	La construcción de presas, el consumo de agua y las reducciones de la calidad de esta provocan pérdida de biodiversidad acuática, riparia y marina y de recursos asociados.	Fuertemente negativa
P-R	Agua (cantidad y calidad)	Usos del agua río arriba y su contaminación disminuyen la cantidad disponible y la calidad río abajo.	
R	Biodiversidad	La construcción de presas, el consumo de agua, y las reducciones de la calidad de esta provocan pérdida de biodiversidad acuática, marina y de la vegetación riparia/costera.	
	Erosión	La construcción de presas provoca cambios en la capacidad de almacenamiento de agua, su temporalidad y el transporte de sedimentos.	
	Clima y calidad del aire	La construcción de presas provoca cambios en la evapotranspiración y modifica los intercambios de energía. El consumo de agua provoca desecación de cuerpos de agua y desertificación, y promueve la liberación de partículas en el aire.	
	Respuesta a eventos naturales extremos	La construcción de presas y el consumo de agua provocan cambios en la capacidad del suelo y de los cuerpos de agua para almacenar agua.	

Fuentes: Agardy *et al.* (2006); Beman *et al.* (2005); Bravo de Guenni *et al.* (2005); Cairns *et al.* (2000); Cassmann *et al.* (2005); Cenapred (2005); Díaz *et al.* (2005); Durand y Lazos (2004); Falkenmark (2003); Finlayson *et al.* (2005); Helfman *et al.* (1997); House *et al.* (2005); Kremen *et al.* (2002); Landa *et al.* (1997); Lavelle *et al.* (2005); Maass *et al.* (2005); Morales *et al.* (2008); OCDE (2008); Riley *et al.* (2001); Rodríguez *et al.* (2006); Sala *et al.* (2005); Sampson *et al.* (2005); Sánchez-Cordero *et al.* (2005); Shvidenko *et al.* (2005); UNEP (2006); Vörösmarty *et al.* (2005); Wood *et al.* (2005).

GEI = gas de efecto invernadero.

P = provisión.

R = regulación.

asociadas a reducciones importantes en el rango de distribución de múltiples especies; se sabe que el área de distribución de algunas especies de mamíferos endémicos se redujo hasta en 90% (Sánchez-Cordero *et al.* 2005). La deforestación, junto con el manejo agropecuario inadecuado, también conduce a la erosión y la degradación de los suelos; en el caso de la región de la Montaña de Guerrero, la combinación entre la estacionalidad de la escasa precipitación, la topografía accidentada, los suelos frágiles, la vegetación abierta y de lento crecimiento y la elevada marginación social han contribuido a que 13% de la superficie presente condiciones de degradación severa, y otro 36% tenga gran riesgo de presentar dicha degradación (Landa *et al.* 1997). La deforestación en México también tiene consecuencias negativas sobre la regulación climática: se liberaron al menos 280 millones de toneladas de carbono entre 1992 y 1997 (Cairns *et al.* 2000). Otros efectos negativos de la expansión de la frontera agropecuaria incluyen reducciones en la recarga de acuíferos, la calidad del agua y la respuesta de los ecosistemas a eventos naturales extremos, los cuales aún no han sido cuantificados (cuadro 4.8a y b).

La intensificación de la actividad agrícola también conlleva importantes consecuencias negativas sobre varios servicios ecosistémicos. La agricultura intensiva requiere el uso de riego, fertilizantes, plaguicidas y herbicidas, los cuales tienen consecuencias negativas sobre la disponibilidad de agua, el mantenimiento de la biodiversidad, la calidad del agua, la regulación climática y la salud humana. La demanda de agua por parte de la agricultura en México excede la disponibilidad y el número de acuíferos sobreexplotados en México pasó de 32 en 1975 a 102 en 2005 (OCDE 2008). En el país, el superávit de nitrógeno y fósforo es bajo con respecto a otros países miembros de la OCDE (CEPAL 2006), sin embargo, al menos 10% del nitrógeno empleado en la agricultura intensiva en el estado de Sinaloa se lava hacia los cuerpos de agua y el Golfo de California, donde contribuye a aumentar la frecuencia de mareas rojas, las cuales afectan la calidad de la pesca y a todo el ecosistema marino (Riley

et al. 2001; Beman *et al.* 2005). El uso de plaguicidas se incrementó en 22% entre 1993-1995 y 2001-2003, lo que tiene consecuencias tanto en la pesca y los organismos capturados como en la salud humana, aunque estas no han sido documentadas adecuadamente (OCDE 2008). Numerosas plantas y animales pueden vivir donde se realiza una agricultura diversa, en paisajes con múltiples usos (Morales *et al.* 2008), pero no en áreas con agricultura intensiva.

La transformación de selvas en pastizales para el ganado promueve la compactación y erosión del suelo, así como la liberación de gases de efecto invernadero. En el caso de la transformación de la selva seca a pastizales en la región de Chamela-Cuixmala, se sabe que 80% de la biomasa aérea es consumida durante la quema, con lo que se pierde hasta 80% del carbono y del nitrógeno; la erosión aumenta en varios órdenes de magnitud debido a los cambios en la cobertura vegetal, a la pérdida de materia orgánica y de estructura del suelo; el microclima cambia, debido a modificaciones en los flujos de energía, lo que ocasiona a su vez cambios en los balances de energía y agua; la transformación de las selvas secas del país pueden conducir a la liberación de hasta 708 millones de toneladas de carbono (Maass *et al.* 2005).

Otra fuente importante de proteínas para los mexicanos son los productos derivados de la pesca y de la acuicultura; sin embargo, la pesca en México se ha llevado a cabo bajo esquemas de extracción que rebasan la capacidad de las poblaciones para mantenerlos, y con poco énfasis en el mantenimiento de todo el ecosistema marino (Nadal 1994; Sala *et al.* 2004; Ortiz-Lozano *et al.* 2005). Como consecuencia, esta actividad tiene consecuencias negativas en sí misma, impidiendo su mantenimiento a largo plazo. La opción de producción de proteínas con la acuicultura no es viable, puesto que tiene consecuencias negativas mucho más fuertes sobre los distintos servicios ecosistémicos (Tapia y Zambrano 2003; UNEP 2006; Zambrano *et al.* 2006). La introducción de especies, la transformación de hábitats costeros y el uso de antibióticos y alimentos para peces necesarios para la acuicultura tienen efectos negativos sobre la pesca, la calidad del agua, el mantenimiento de la biodiversidad acuática y marina, e incluso en la regulación de la respuesta de los ecosistemas a eventos naturales extremos. Es probable que la acuicultura cree más problemas ecológicos y sociales que beneficios en términos de fuentes de proteína animal para los habitantes de las zonas rurales. Por ejemplo, la Delegación Xochimilco ha invertido más de 100 veces en programas de erradicación de carpas y tilapias de sus canales que lo que ganan todos los pescadores juntos durante un año por la venta del pescado (Tapia y Zambrano 2003).

El manejo de ecosistemas para la explotación forestal, la extracción de leña y la obtención de recursos diversos pueden, en cambio, tener impactos menores sobre los ecosistemas y sus servicios, e incluso ser compatibles con el mantenimiento de la biodiversidad y de los múltiples servicios ecosistémicos. El manejo forestal de un bosque reduce la integridad del ecosistema con respecto a zonas de estricta conservación, pero no implica la conversión del uso del suelo a ecosistemas radicalmente distintos como son los agropecuarios o urbanos (Bawa y Seidler 1998; Struhsaker 1998; Hartshorn y Bynum 1999; Putz *et al.* 2000; Pérez-Salicrup 2005). Es por lo tanto una actividad productiva con gran potencial en el país y que permite mantener, en gran medida, los ecosistemas forestales, su biodiversidad y los servicios que estos ofrecen; esto es particularmente cierto para los programas de manejo que han sido certificados como sustentables. De la misma manera, la extracción de leña tiene un impacto moderado sobre los ecosistemas; únicamente en zonas de alta extracción de leña se ha detectado la disminución en la oferta de las especies preferidas para la obtención de este energético (Detrinidad 1993; Masera *et al.* 1997; RWEDP 2000; Del Amo Rodríguez 2002), así como deforestación (Arnold *et al.* 2003). La leña representa, además, una fuente de energía renovable ampliamente disponible, que no compite con la madera comercial ni con los productos forestales no maderables. Utilizada de manera sustentable, puede tener una contribución importante en la transición hacia el uso de combustibles renovables, con impactos positivos en la regulación climática al mitigar las emisiones de CO_2 por la quema de combustibles fósiles; además, tiene efectos positivos en la regulación de la respuesta a eventos naturales extremos puesto que reduce el riesgo de incendios forestales (Masera 2005). El manejo de ecosistemas para la obtención de recursos múltiples depende de su mantenimiento, del de las especies que de ellos se extraen, así como del de las especies y componentes de los ecosistemas que interactúan con ellas; por lo tanto es compatible con el mantenimiento de los ecosistemas, su biodiversidad y sus servicios (Panayatou y Ashton 1992; Shvidenko *et al.* 2005; Bennett y Balvanera 2007).

Las interacciones de servicios incluyen además los culturales. Las sociedades locales en México están sujetas a dinámicas de alta vulnerabilidad que al combinarse han llevado a la destrucción de los ecosistemas y a la pér-

dida de biodiversidad. Pobreza extrema, marginación política para participar en la definición del desarrollo, migraciones masivas, fisuras y rompimientos de organizaciones comunitarias, estructura políticas caciquiles, políticas irracionales y erráticas de fomento rural, y políticas comerciales adversas se conjugan en formas y grados distintos en cada sociedad, lo que provoca situaciones de deterioro ambiental y social particulares (Reardon y Vosti 1995; Provencio y Carabias 1997; Allen-Wardell *et al.* 1998; Paré 1999). En este marco, los servicios culturales que el ecosistema pueda brindar se ven disminuidos a través del cristal de la pobreza, de la necesidad económica y de la subsistencia apremiante, de la desmotivación colectiva y de la desorganización comunitaria.

4.5 El papel de las políticas en la capacidad presente y futura de los ecosistemas para proporcionar servicios ecosistémicos

El mantenimiento de la capacidad de los ecosistemas mexicanos para proveer servicios necesita como premisa fundamental el manejo sustentable de nuestros ecosistemas. Esto significa que se puedan sostener tanto natural como socialmente los esquemas de manejo. Para ello, por un lado se deben satisfacer las necesidades básicas de la población mexicana, y por otro asegurar su viabilidad a largo plazo. Se requiere entonces identificar las necesidades de los distintos actores, promover su participación, conjuntar políticas intersectoriales que permitan a largo plazo mantener la capacidad de los ecosistemas para brindar servicios, así como el bienestar de los distintos actores. Para lograr este propósito, los gobiernos tienen la posibilidad de diseñar e implementar programas de políticas públicas e instrumentos de planeación vinculados con ellos.

Durante el sexenio 2000-2006, distintos organismos desconcentrados y descentralizados del sector ambiental elaboraron y ejecutaron distintos programas con esta finalidad. Algunos de estos programas van encaminados al mantenimiento y creación de nuevas áreas naturales protegidas, como las que se establecieron por medio de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Conanp-Semarnat), y así asegurar el mantenimiento de la biodiversidad en ciertos ecosistemas críticos, así como el mantenimiento de los servicios que proporcionan. En el sector forestal, se han realizado programas de fomento productivo y de manejo comunitario de bosques con énfasis en la biodiversidad, como el Programa de Conservación y Manejo Forestal (Procymaf) y el Programa de Conservación Indígena de la Biodiversidad (Coinbio). En el contexto del Programa Nacional Forestal 2001-2006 se han creado programas para pagos por servicios ambientales, que abarcan la captura de carbono, los servicios hidrológicos y el mantenimiento de la biodiversidad (Conafor 2006). Los aprovechamientos de la fauna silvestre por medio de Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) permiten aumentar los ingresos de ejidatarios, comuneros o individuos, mediante la diversificación de sus actividades productivas, fomentado además el mantenimiento de la biodiversidad. La Estrategia Nacional sobre Biodiversidad (Conabio 2000) busca promover el mantenimiento de la biodiversidad mediante mecanismos políticos y económicos, tanto por su valor actual como por razones éticas y por los servicios ecosistémicos que brinda a todos los mexicanos.

Sin embargo, la falta de una unidad de planeación común y, por ende, de objetivos consensuados condujo a que las acciones en materia de recursos naturales en general se realicen de manera independiente, y a veces enfrentadas, entre las diferentes instituciones de gestión ambiental. Además, muchos de los programas actuales tienen un énfasis más productivo que ambiental, ya que abordan prioritariamente los problemas sociales y económicos del país. Así, por ejemplo, en el contexto de la Ley de Desarrollo Rural Sustentable, que contiene 149 programas distintos, se asignaron 159 815 millones de pesos (Chapela 2005) del presupuesto de egresos de la Federación para el año 2006, de los cuales 51 068 millones (32%) iban dirigidos a programas productivos (Sagarpa) y solo 8 027 millones de pesos (5%) se dedicaron a la agenda ambiental (Semarnat). La actividad forestal en México recibió 20 veces menos recursos económicos que el sector agropecuario (Chapela 2005), a pesar de que la primera permitiría importantes ingresos y al mismo tiempo el mantenimiento de la biodiversidad (Merino 2001; Klooster 2003; Cedeño-Gilardi y Pérez-Salicrup 2005). Finalmente, los impactos ambientales de los distintos programas con énfasis productivo son rara vez considerados. A continuación detallamos algunas de las consecuencias de las políticas sobre los servicios ecosistémicos.

En el caso de la agricultura, las políticas públicas no han favorecido el desarrollo de una agricultura más eficiente y sustentable. El valor real de los pagos de Procampo sufrió un deterioro de 40% en los primeros ocho años de vida del TLC, anulando así la posible compensación

frente a la pérdida de ingreso de los productores del campo. Además, la apertura comercial en el sector maicero no respetó ni los tiempos ni las modalidades previstas en el sistema arancel-cuota del TLC para este cultivo. Eso provocó una liberalización absoluta desde el 1 de enero de 1994 y truncó el periodo de transición originalmente planteado para 15 años (Nadal 2000). Los subsidios a los fertilizantes recientemente propuestos no harán más que exacerbar la problemática ambiental asociada.

La actividad ganadera ha gozado de numerosos apoyos gubernamentales. Los efectos perversos de varios de estos programas, sobre todo en el contexto de la potencial expansión e intensificación de las actividades agrícolas y ganaderas del país para satisfacer la creciente demanda de alimentos, deben ser considerados y tomados en cuenta para modificar sus reglas de operación en función de las características ecológicas y de la oferta ambiental (Chapela 2005).

En relación con la pesquería, hoy día la Comisión Nacional de Pesca está rebasada en su capacidad de administrar los recursos, por lo que resulta fundamental implementar políticas que promuevan el control de las pesquerías por medio de instrumentos eficaces de manejo pesquero. Es necesario transitar de un sistema de acceso abierto a uno cerrado mediante cuotas de captura, cuotas individuales transferibles y concesiones pesqueras, entre otras herramientas. Es importante que los subsidios que hoy otorgan a la pesca se reorienten de modo que contribuyan a lograr la equidad social, el beneficio ambiental y la sustentabilidad a largo plazo. Por otro lado, en el caso de la acuicultura, es necesario replantear su fomento en el contexto de sus impactos negativos sobre los ecosistemas acuáticos, marinos e incluso terrestres.

En los dos últimos sexenios ha habido un esfuerzo del gobierno federal por impulsar la actividad forestal. Sin embargo, la producción de madera en México no ha mostrado una tendencia al aumento. Más aún, no se han logrado modificar algunas tendencias que claramente señalan aspectos limitantes de la producción forestal de México. Existe una baja incorporación de la biodiversidad vegetal en la producción de madera, lo cual implica el aprovechamiento de un reducido número de especies. Además, los programas del sexenio 2000-2006 presentaban un énfasis en la promoción de plantaciones forestales con unas cuantas especies para satisfacer los requerimientos de madera (Prodeplan y Pronare). Esta política, lejos de mantener la integridad de los ecosistemas de nuestro país, llevará a la eliminación de extensas zonas hoy cubiertas con vegetación original y a su reemplazo por agricultura de largo plazo (plantaciones forestales). Por otro lado, debido a que en México una gran proporción de los recursos forestales del país se encuentra en manos de ejidatarios o comunidades indígenas, es necesario fomentar la participación de los dueños de los recursos forestales en el desarrollo de esquemas de manejo cada vez más adecuados. Sin embargo, hay claros vacíos en la legislación, como la ausencia de una política pública orientada hacia el aprovechamiento de la madera para producir energía, o de la bioenergía en general (Masera 2005). Este mismo vacío es evidente para el caso de programas que consideren y apoyen el manejo del recurso vegetal con fines medicinales; no existen los mecanismos suficientes para asegurar el reconocimiento de los derechos intelectuales sobre el conocimiento popular en el uso de las plantas medicinales y su pago en el caso del desarrollo biotecnológico de fitofármacos.

El país se encuentra en una situación crítica e irreversible en torno a la disponibilidad de los recursos hídricos, lo que pone en riesgo el desarrollo humano, la seguridad hídrica y el funcionamiento de los ecosistemas. No obstante, los programas gubernamentales no han considerado de forma integral las consecuencias de la escasez de agua, así como del deterioro en su calidad, en las actividades productivas, en el funcionamiento de los ecosistemas y por lo tanto en su capacidad de brindar servicios de provisión, regulación, culturales y de soporte (Carabias y Landa 2006).

Si bien existen ciertos programas que promueven la conservación de la biodiversidad, no hay esquemas legales ni políticas que aseguren su mantenimiento fuera de los sistemas con algún esquema de protección y que aseguren el mantenimiento de los servicios que proporciona. Por ejemplo, la legislación actual no promueve ni protege los servicios ecosistémicos brindados por los polinizadores, o por los enemigos naturales de plagas o de vectores de enfermedades, los cuales habitan en zonas con producción agropecuaria. Tampoco existen políticas y acciones claras y oportunas que regulen la introducción de especies, ya sea consciente o inconscientemente, las cuales pueden tener importantes consecuencias sobre el mantenimiento de la biodiversidad. Así, la introducción no regulada al país de especies exóticas, como los abejorros polinizadores de origen euroasiático (*Bombus terrestris*) o de otras regiones de Norteamérica (*Bombus impatiens*) pone en riesgo potencial a poblaciones nativas de abejorros del mismo género; sin embargo, se carece de datos que permitan cuantificar esta actividad. De la misma manera, el país carece de programas preventivos

ante los impactos negativos de la pérdida de biodiversidad o la introducción de especies exóticas. En particular, en el tema de salud pública, el mantenimiento de la biodiversidad para la prevención de brotes epidémicos o con afectaciones en un gran número de especies es indispensable.

La grave situación que enfrentan los suelos en cuanto a su degradación y a los efectos indirectos que ello provoca en la economía, en el ambiente y en la salud de la población no ha ocupado un lugar central en la agenda de los gobiernos. Actualmente solo hay algunos programas con escasos recursos dentro de la Sagarpa y de la Semarnat; ambas secretarías tienen la visión de mantener solo una de las funciones del suelo: el sostenimiento de plantas.

La calidad del aire en México está regulada desde 1992 por normas oficiales mexicanas que determinan los niveles máximos permisibles en aire para distintos contaminantes. Al igual que en la mayoría de los países, estas normas se basan en criterios de protección a la salud humana; no obstante, es necesario el desarrollo de normas o índices basados en criterios para la protección de los ecosistemas, como los que existen en Estados Unidos y la Unión Europea para el ozono y el dióxido de azufre (Grennfelt 2004).

En el caso de la regulación climática y la regulación de la respuesta a eventos naturales extremos ha habido esfuerzos claros en la política nacional que se han enfocado en la conservación de ecosistemas críticos, de su biodiversidad y de los servicios que proporcionan, y en el desarrollo de esquemas de pagos por servicios de almacenamiento de carbono. Entre las iniciativas recientes se incluye, también, la Estrategia Nacional de Acciones ante el Cambio Climático.

4.6 Hacia el mantenimiento de los ecosistemas y sus servicios

Nuestro país se encuentra ante una problemática compleja y nuestro futuro dependerá de la manera en que se aborden las distintas aristas de esta situación. Es clara, por un lado, la urgencia de cubrir las necesidades básicas de la población en cuanto a alimentación, materiales de construcción, leña, agua; estas acciones tendrán que considerar el combate a la pobreza en la que se encuentran importantes sectores de la población. Sin embargo, no es posible asegurar la sustentabilidad en la provisión de estos servicios sin asegurar el mantenimiento de los ecosistemas que los proveen, y de la biodiversidad asociada a ellos. Es entonces igualmente urgente asegurar el mantenimiento de la regulación de la calidad del agua, del control de la erosión, de la respuesta a eventos naturales extremos y de la biodiversidad misma. Para lograr esto, es importante considerar una serie de lineamientos generales.

Es necesario fomentar las actividades productivas (asociadas a los servicios de provisión) que sean compatibles con mantener el funcionamiento adecuado de los ecosistemas, su biodiversidad y la provisión sostenida de una amplia gama de servicios ecosistémicos. Las actividades agrícolas, ganaderas, forestales y pesqueras pueden llevarse a cabo dentro de esquemas de manejo que incorporen a un gran número de especies, que estén estrechamente asociados al mantenimiento de múltiples servicios y que minimicen los impactos negativos sobre los ecosistemas. Es necesario aún desarrollar muchas de estas alternativas y fomentar la aplicación de las que ya existen.

Es necesario hacer mayor énfasis en los servicios de regulación, no solo en los de provisión. La planeación adecuada de las actividades productivas, la prevención de consecuencias negativas, la incorporación de los costos ambientales en la obtención de los servicios, así como el mantenimiento de la integridad de los ecosistemas y su biodiversidad son indispensables para asegurar el mantenimiento de los servicios de regulación. Estos servicios son de fundamental importancia para el bienestar humano pero prácticamente no son considerados dentro de los esquemas de desarrollo.

El mantenimiento respetuoso del bagaje cultural de los pueblos de México, así como el de los diversos servicios culturales que estos brindan permitirá una interacción más rica, digna y sustentable de las poblaciones con sus ecosistemas.

El severo deterioro de los ecosistemas deberá ser detenido, mitigado y aun revertido. Estas acciones permitirán no solo la recuperación de los servicios de provisión en crisis (como los derivados de la pesca), sino también la de los servicios de regulación, lo que a su vez ayudará a mitigar los costos de la degradación ambiental y prevenir futuros deterioros.

Para lograr todo lo anterior, es indispensable contar con información precisa sobre la situación de los distintos servicios ecosistémicos a lo largo del país y del tiempo. Esto significa que es necesario ampliar la gama de variables a las que se les da seguimiento para incluir indicadores de los distintos servicios; se requiere ampliar la frecuencia en las mediciones para poder conocer posibles tendencias al alza o a la baja; se necesita ampliar la

cobertura nacional, regional y local para poder desarrollar programas específicos para las distintas regiones del país y los distintos actores involucrados. Finalmente, es indispensable tener más información acerca de las interacciones de servicios, en particular sobre sus interacciones negativas, evaluando costos y beneficios para los distintos sectores de la sociedad.

Es necesario que las políticas de gobierno estén coordinadas y abarquen una visión integral de los servicios ecosistémicos y las disyuntivas entre ellos. Los programas de desarrollo económico y social deberán estar armonizados con aquellos de mantenimiento de los ecosistemas, su biodiversidad y sus servicios. Sin embargo, la toma de decisiones, así como la formulación de programas y políticas deben basarse en información y conocimiento científicos, tanto en el ámbito natural como en el social. Requerimos entonces información más detallada e integral de todos los temas abordados en este capítulo para fortalecer los vínculos entre la investigación científica y la toma de decisiones.

Para lograr todo lo anterior, el diálogo entre los distintos sectores de la población, inversionistas privados, poblaciones rurales, agricultores y ganaderos ricos y pobres, tomadores de decisiones y científicos es fundamental. En este, las necesidades de cada sector pueden balancearse entre ellas, cuidando además el mantenimiento de los ecosistemas, la biodiversidad y los servicios que brindan beneficios comunes.

4.7 Conclusión

Los ecosistemas de México y la enorme biodiversidad que estos albergan ofrecen una amplia gama de beneficios o servicios a sus pobladores. Sin embargo, la capacidad actual de los ecosistemas mexicanos para proporcionar estos servicios está deteriorándose. En el caso de los servicios de provisión, como la producción de alimentos derivados de la agricultura o la ganadería, o la producción de madera o leña, la situación es estable en términos absolutos, pero decreciente en términos relativos al número de habitantes de nuestro país. En el caso de la provisión de agua y de alimentos derivados de la pesca la situación es crítica; sin embargo, las acciones tomadas a la fecha para revertir estas tendencias, como la construcción de infraestructura en el caso del agua o la promoción de la acuicultura en el caso de la pesca, pueden tener consecuencias aún más negativas. En el caso de los servicios de regulación la información es escasa; aun así, las tendencias obtenidas muestran también francos procesos de deterioro. En el caso de los servicios culturales se presenta una gran diversidad de respuestas. La falta de entendimiento sobre las relaciones complejas entre servicios ha conducido a la promoción de políticas públicas que enfatizan de forma individual el mantenimiento de algunos de estos servicios, en muchos casos a costa de otros; no obstante, algunos programas desarrollados durante el sexenio anterior, así como una visión transversal integral pueden ayudar a revertir las actuales tendencias de deterioro en la capacidad de provisión de servicios.

Los ecosistemas mexicanos son particularmente privilegiados por su enorme biodiversidad, por la enorme riqueza cultural que se ha acumulado como producto de la interacción de las poblaciones humanas y esta biodiversidad, así como por la amplia gama de servicios ecosistémicos que brindan a la población. Sin embargo, no hemos enfatizado suficientemente la importancia de este gran patrimonio, ni asegurado su mantenimiento a mediano y largo plazos. Es urgente por lo tanto tomar acciones integrales que permitan maximizar el mantenimiento de los distintos servicios ecosistémicos que benefician en última instancia a los distintos sectores de la población de nuestro país.

Referencias

Agardy, T., J. Alder, P. Dayton, S. Curran, A. Kitchingman *et al.* 2006. Coastal systems, en R. Hassan, R. Scholes y N. Ash (eds.), *Ecosystems and human well-being: Current state and trends*, Vol. 1. *Findings of the Condition and Trends Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment.* Island Press, Washington, D.C., pp. 515-549.

Aguilar, A., y S. Xolalpa. 2002. La herbolaria mexicana en el tratamiento de la diabetes. *Ciencia* **53**: 24-35.

Alarcón, F., R. Ramos y J.L. Flores. 1993. Plantas usadas en el control de la diabetes mellitus. *Ciencia* **44**: 363-381.

Alegría, H., T.F. Bidelman y M.S. Figueroa. 2006. Organochlorine pesticides in the ambient air of Chiapas, Mexico. *Environmental Pollution* **140**: 483-491.

Allen-Wardell, G., P. Bernhardt, R. Bitner, A. Búrquez, S.L. Buchmann *et al.* 1998. The potential consequences of pollinator declines on the conservation of biodiversity and stability of food crop yields. *Conservation Biology* **12**: 8-17.

Almeida, L.M., P.J. Rocha, R.J.P. Piña y S. Martínez. 1998. *Diagnóstico molecular del "amarillamiento letal del cocotero": su uso en programas de mejoramiento genético y estudios epidemiológicos.* Instituto Nacional de Investigaciones

Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Secretaría de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural, México.

Aluja, M. 1993. *Manejo integrado de las moscas de la fruta*. Trillas, México.

Aluja, M. 1996. Future trends in fruit fly management, en B.A. McPheron y G.J. Steck (eds.), *Fruit fly pests, a world assessment of their biology and management*. St. Lucie Press, DelRay Beach, pp. 309-320.

Aluja, M. 1999. Fruit fly (Diptera: Tephritidae) research in Latin America: Myths, realities and dreams. *Anais da Sociedade Entomologica do Brasil* **28**: 565-594.

Aluja, M., A. Jiménez, M. Camino, J. Piñero, L. Aldana *et al.* 1997. Habitat manipulation to reduce papaya fruit fly (Diptera: Tephritidae) damage: Orchard design, use of trap crops and border trapping. *Journal of Economic Entomology* **90**: 1567-1576.

Amacup. 1997. Amate, artesanos, medio ambiente y tecnología. *Boletín Bimestral de la Asociación Mexicana de Arte y Cultura Popular (Amacup)*, año 1, núms. 1, 2 y 3.

Amacup. 1998. Amate, artesanos, medio ambiente y tecnología. *Boletín Bimestral de la Asociación Mexicana de Arte y Cultura Popular (Amacup)*, año 1, núm. 4.

Andrade-Cetto, A., y M. Heinrich. 2005. Mexican plants with hypoglycemic effect used in the treatment of diabetes. *Journal of Ethnopharmacology* **99**: 325-348.

Andrade-Cetto, A., y H. Wiedenfeld. 2001. Hypoglycemic effect of *Cecropia obtusifolia* on Streptozotocin diabetic rats. *Journal of Ethnopharmacology* **78**: 145-149.

Arias-Cóyotl, E., K.E. Stoner, A. Casas y J. Cruse. 2006. Effectiveness of bats as pollinators of *Stenocereus stellatus* in cultivated, managed in situ and wild populations in central Mexico. *American Journal of Botany*. **93**: 1675-1683.

Arnold, M., G. Köhlin, R. Persson y G. Shepherd. 2003. *Fuelwood revisited: What has changed in the last decade?* Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.

Arroyo-Quiroz, I. 2003. *Developing countries and the implementation of cites: A case study of Mexico in the international reptile skin trade*. University of Kent at Canterbury, RU.

Arroyo-Quiroz, I., R. Pérez-Gil y N. Leader-Williams. 2007. Mexico in the international reptile skin trade: A case study. *Biodiversity and Conservation* **16**: 931-952.

Astier, M., y N. Barrera-Bassols. 2005. *Catálogo de maíces criollos de las cuencas de Pátzcuaro y Zirahuén*. Instituto de Ecología e Instituto de Geografía, UNAM-Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias-Secretaría de Desarrollo Agropecuario-Instituto Nacional de Ecología, México.

Astier, M., y J. Hollands. 2005. *Sustentabilidad y campesinado. Seis experiencias agroecológicas en Latinoamérica*. Mundi Prensa-Grupo Interdisciplinario de Tecnología Rural Adecuada (GIRA)-Low External Output and Sustainable Agriculture (ILEIA), México.

Astier, M., J. Etchevers, J.M. Maass, J.J. Peña y F. de León. 2006. Transitional effects of green manure and tillage management on soil quality and productivity in the highlands of Mexico. *Soil and Tillage Research* **88**: 153-159.

Ávila, P. 2003. *Cambio global y recursos hídricos en México*. Instituto Nacional de Ecología, México.

Ayala, R., T.L. Griswold y S.H. Bullock. 1998. Las abejas nativas de México, en T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa (eds.), *Diversidad biológica de México: orígenes y distribución*. Instituto de Biología, UNAM, México, pp. 179-226.

Azqueta, D. 1994. *Valoración económica de la calidad ambiental*. McGraw-Hill, Madrid.

Azqueta, D., y L. Pérez. 1996. *El valor económico de los servicios recreativos en los espacios naturales*. McGraw Hill, Madrid.

Baillie, J.E.M., C. Hilton-Taylor y S.N. Stuart (eds.). 2004. *2004 IUCN red list of threatened species. A global species assessment*. UICN, Gland.

Balvanera, P., y R. Prabhu. 2004. *Ecosystem services: The basis for global survival and development*. Background paper commissioned for the Task Force on Environmental Sustainability. Millennium Project, Organización de las Naciones Unidas, Nueva York.

Balvanera, P., A.B. Pfisterer, N. Buchmann, J.-S. He, T. Nakashizuka *et al.* 2006. Quantifying the evidence of biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* **9**: 1146-1156.

Barbier, M., M. Acreman y D. Knowler. 1997. *Economic valuation of wetlands: A guide for policy makers and planners*. Ramsar Convention Bureau, Gland.

Barrera, A., A. Gómez-Pompa y C. Vázquez-Yanes. 1977. El manejo de las selvas por los mayas: sus implicaciones silvícolas y agrícolas. *Biotica* **2**: 47-61.

Barrera-Bassols, N. 2003. *Symbolism, knowledge, and management of soil and land resources in indigenous communities: Ethnopedology at global, regional, and local scales*. Faculty of Sciences, University of Gent, International Institute for Geo-information Science and Earth Observation, Gent, Países Bajos.

Bawa, K.S., y R. Seidler. 1998. Natural forest management and conservation of biodiversity in tropical forests. *Conservation Biology* **12**: 46-55.

Beattie, A.J., W. Barthlott, E. Elisabetsky, R. Farrel, C.T. Khen *et al.* 2005. New products and industries from biodiversity, en R. Hassan, R. Scholes y N. Ash (eds.), *Ecosystems and human well-being: Current state and trends*, Vol. 1. *Findings of the Condition and Trends Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press, Washington, pp. 271-295.

Beman, J.M., K.R. Arrigo y P.A. Matson. 2005. Agricultural runoff fuels large phytoplankton blooms in vulnerable areas of the ocean. *Nature* **434**: 211-214.

Bennett, E.M., y P. Balvanera. 2007. The future of production systems in a globalized world: Challenges and opportuni-

ties in the Americas. *Frontiers in Ecology and the Environment* **5**: 191-198.

Bitrán, D. 2001. *Características del impacto socioeconómico de los principales desastres ocurridos en México en el período 1980-99*. Centro Nacional de Prevención de Desastres, Secretaría de Gobernación, México.

Bravo de Guenni, L., M. Cardoso, J. Goldammer, G. Hurtt, J.L. Mata *et al.* 2005. Regulation of natural hazards: Floods and fires, en R. Hassan, R. Scholes y N. Ash (eds.), *Ecosystems and human well-being: Current state and trends*, Vol. 1. *Findings of the Condition and Trends Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment.* Island Press, Washington, pp. 441-454.

Bravo, H.A., M.R.I. Saavedra, P.A. Sánchez, R.J. Torres y L.M.M. Granada. 2000. Chemical composition of precipitation in a Mexican Maya region. *Atmospheric Environment* **34**: 1197-1204.

Brower, L.P., A. Alonso, L.S. Fink, B. Frost, S.B. Malcolm *et al.* 2005. *Reduced numbers of monarch butterflies overwintering in Mexico during the 2004-2005 season: Evidence, possible causes and recommendations*. Disponible en *<www.monarchwatch.org/update/2005/0221_Sci_Adv_Rpt_11.pdf>*.

Bruijnzeel, L.A. 2004. Hydrological functions of tropical forests: Not seeing the soil for the trees? *Agriculture, Ecosystems & Environment* **1**: 185-228.

Buchmann, S.L., y G.P. Nabham. 1996. *The forgotten pollinators*. Island Press, Washington, D.C.

Caballero, J., A. Casas, L. Cortés y C. Mapes. 1998. Patrones en el conocimiento, uso y manejo de plantas en pueblos indígenas de México. *Revista de Estudios Atacameños* **16**: 181-196.

Cairns, M.A., P.K. Haggerty, R. Álvarez, B.H.J. De Jong e I. Olmsted. 2000. Tropical Mexico's recent land-use change: A region's contribution to the global carbon cycle. *Ecological Applications* **10**: 1426-1441.

Canto-Aguilar, A., y V. Parra-Tabla. 2000. Importance of conserving alternative pollinators: Assessing the pollination efficiency of the squash bee *Peponapis limitaris* in *Cucurbita moschata* (Cucurbitaceae). *Journal of Insect Conservation* **4**: 203-210.

Carabias, J. 2005. Presentación: Foro sobre la selva lacandona en Chiapas, El Colegio de México, México.

Carabias, J., y R. Landa. 2006. *Agua, medio ambiente y sociedad: hacia una política integral de los recursos hídricos.* El Colegio de México-UNAM-Fundación Gonzalo Río Arronte, México.

Carrillo, R.H. 1990. *Monitoreo del "Amarillamiento letal del cocotero" en la península de Yucatán. Informe técnico 89-90.* CIFAP, Chetumal.

Casas, A. 1998. Domesticación de plantas y recursos genéticos de México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* **62**: 73-76.

Casas, A., J. Caballero, C. Mapes y S. Zárate. 1997. Manejo de la vegetación, domesticación de plantas y origen de la agricultura en Mesoamérica. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* **61**: 31-37.

Casas, A., J. Cruse, E. Morales, A. Otero-Arnaiz y A. Valiente-Banuet. 2006. Maintenance of phenotyopic and genotypic diversity of *Stenocereus stellatus* (Cactaceae) by indigenous people. *Biodiversity and Conservation* **15**: 879-898.

Caso, M., I. Pisanty y E. Ezcurra. 2003. *Diagnóstico ambiental del Golfo de México*. Instituto Nacional de Ecología, México.

Cassman, K.G., S. Wood, P.S. Choo, D. Cooper, C. Devendra *et al.* 2005. Cultivated systems, en R. Hassan, R. Scholes y N. Ash (eds.), *Ecosystems and human well-being: Current state and trends*, Vol. 1. *Findings of the Condition and Trends Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment.* Island Press, Washington, pp. 745-794.

Castañeda, A., A. Equihua, J. Valdés, A. Barrientos, G. Ish *et al.* 1999. Insectos polinizadores del aguacatero en los estados de México y Michoacán. *Revista Chapingo, Serie Horticultura* **5**: 129-136.

Catovsky, S., M.A. Bradford y A. Hector. 2002. Biodiversity and ecosystem productivity: Implications for carbon storage. *Oikos* **97**: 443-448.

CBD. 2004. *Addis Ababa principles and guidelines for the sustainable use of biodiversity*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity (CBD), Montreal.

CCMSS. 2005. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible, en *<http://www.ccmss.org.mx>* (consultado en abril de 2006).

Cedeño-Gilardi, H., y D.R. Pérez-Salicrup. 2005. La legislación forestal y su efecto en la restauración en México, en O. Sánchez, E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales *et al.* (eds.), *Temas sobre restauración ecológica*. Instituto Nacional de Ecología, Semarnat-U.S. Fish & Wildlife Service-Unidos para la Conservación, México, pp. 87-97.

Cedeño-Gilardi, H. 2005. *Análisis histórico de las políticas forestales en la cuenca del Lago de Cuitzeo, Michoacán*. UNAM, México.

Cenapred. 2005. *Impacto socioeconómico de los principales desastres ocurridos en México*. Centro Nacional de Prevención de Desastres, Secretaría de Gobernación, México.

CEPAL. 2002. *Manual para la evaluación del impacto socioeconómico y ambiental de los desastres*. Quinta parte. Comisión Económica para América Latina y el Caribe, México.

CEPAL. 2006. *México: crecimiento agropecuario. TLCAN, capital humano y gestión del riesgo*. Comisión Económica para América Latina y el Caribe, México.

Cerón, R.M.B., H.G. Padilla, R.D. Belmont, M.C.M. Torres, R.M. García *et al.* 2002. Rainwater chemical composition at the end of the mid-summer drought in the Caribbean shore of the Yucatán Peninsula. *Atmospheric Environment* **36**: 2367-2374.

Chapela, G. 2005. *Sustentabilidad del programa especial concurrente. Informe preliminar.* Centro de Estudios para el Desarrollo Rural Sustentable y la Soberanía Alimentaria-El Colegio de México, México.

CNA. 2001. *Programa nacional hidráulico 2001-2006*. CNA, México.

CNA. 2002. *Compendio básico del agua 2002*. CNA, México.

CNA. 2003. *Estadísticas del agua 2003*. CNA, México.

CNA. 2004. *Estadísticas del agua en México*. CNA, México.

CNA. 2005. *Ley federal de derechos. Disposiciones aplicables en materia de aguas nacionales*. CNA, México.

CONABIO. 1998. *La diversidad biológica de México: Estudio de país*. CONABIO, México.

CONABIO. 2000. *Estrategia nacional sobre biodiversidad de México*. CONABIO, México.

CONABIO. 2006. *Capital natural y bienestar social.* CONABIO, México.

CONABIO. 2008. En <*http://www.conabio.gob.mx/invasoras/index.php/Palomilla_del_nopal_en_Mexico*>.

Conafor. 2003. *Taller regional de captación de demandas en investigación y desarrollo forestal. Gerencia regional IV, Balsas.* Consejo Nacional Forestal-Comisión Nacional Forestal, México.

Conafor. 2006. *Programa de pagos por servicios ambientales*. Comisión Nacional Forestal, en <*www.conafor.gob.mx/programas_nacionales_forestales/psa/index.html*> (consultado en abril de 2007).

Conapesca-Sagarpa. 2003. *Indicadores de la actividad pesquera*, en <*www.sagarpa.gob.mx/conapesca/planeación/boletin/ind_junio03.htm*> (consultado en abril de 2006).

Conapesca. 2000. Carta nacional pesquera. Comisión Nacional de Pesca (Conapesca). *Diario Oficial de la Federación*, 29 de agosto de 2000.

Conapesca. 2003. *Anuario estadístico de pesca.* Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, Comisión Nacional de Pesca, México.

Conapo. 2003. *Proyecciones de población 2000-2050.* Consejo Nacional de Población, México.

Cotecoca. 1994. *Revegetación y reforestación de las áreas ganaderas en las zonas tropicales de México.* Comisión Técnica Consultiva de Coeficientes de Agostadero (Cotecoca)-Secretaría de Agricultura y de Recursos Hidráulicos, México.

Cotler, H., y M.P. Ortega-Larrocea. 2006. Effects of land use on soil erosion in a tropical dry forest ecosystem, Chamela Watershed, Mexico. *Catena* **65**:107-117.

CSPNA. 2007. *Status of pollinators in North America.* Committee on the Status of Pollinators in North America (CSPNA), National Research Council, National Academies Press, Washington D.C.

Daily, G.C., P.A. Matson y P.M. Vitousek. 1997. Ecosystem services supplied by soil, en G.C. Daily (ed.), *Nature's services.* Island Press, Washington D.C., pp. 113-132.

De Foy, B., J.R. Varela, L.T. Molina y M.J. Molina. 2006. Rapid ventilation of the Mexico City Basin and regional fate of the urban plume. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions* **6**:839-877.

De Garay, E.S. 1997. *Estudio etnobotánico de plantas medicinales del mercado Sonora.* Tesis de licenciatura. UNAM, México.

De Groot, R., P.S. Ramakrishnan, A. van de Berg, T. Kulenthran, S. Muller *et al.* 2005. Cultural and amenity services, en R. Hassan, R. Scholes y N. Ash (eds.), *Ecosystems and human well-being: Current state and trends*, Vol. 1. *Findings of the Condition and Trends Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment.* Island Press, Washington, D.C., pp. 455-476.

De la Rosa, D.A., T. Volke-Sepúlveda, G. Solórzano, C. Green, R. Tordon *et al.* 2005. Survey of atmospheric total gaseous mercury in Mexico. *Atmospheric environment.* **38**:4839-4846.

Del Amo Rodríguez, S. (coord.) 2002. *La leña: el energético rural en tres micro-regiones del sureste de méxico*. Plaza y Valdés Editores, México.

Detrinidad, M.E. 1993. *Algunas consideraciones para normar, regular y controlar el manejo de bosques tropicales secos utilizados en la producción de leña en Nicaragua*. Instituto Nicaraguense de Recursos Naturales y del Ambiente-Servicio Forestal Nacional de Nicaragua, Managua.

DGSV. 2006. *Informe anual programa Moscamed.* Dirección General de Sanidad Vegetal y Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, México.

Díaz, R. 2000. *Consumo de leña en el sector residencial de México. Evolución histórica y emisiones de* CO_2. Tesis de maestría, Facultad de Ingeniería, UNAM, México.

Díaz, S., J. Fargione, F.S. Chapin III y D. Tilman. 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *PLOS Biology* **4**:e277.

Díaz, S., D. Tilman, J. Fargione, F.S. Chapin III, R. Dirzo *et al.* 2005. Biodiversity regulation of ecosystem services, en R. Hassan, R. Scholes y N. Ash (eds.), *Ecosystems and human well-being: Current state and trends*, Vol. 1. *Findings of the Condition and Trends Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment.* Island Press, Washington, D.C., pp. 297-329.

Doran, J.W., y B.T. Parkin. 1994. *Defining soil quality for a sustainable environment.* Soil Science Society of America, Special Publication No. 35, Madison.

Duan, J.J., y R.J. Prokopy. 1995. Control of apple maggot flies (Diptera: Tephritidae) by pesticide-treated red spheres. *Journal of Economic Entomology* **88**:117-126.

Durand, L., y E. Lazos. 2004. Colonization and tropical deforestation in the Sierra Santa Marta, southern Mexico. *Environmental Conservation* **31**:11-21.

Echelle, A.A., y A.F. Echelle. 1984. Evolutionary genetics of a 'species flocks' atherinid fishes on the Mesa Central of

Mexico, en A. Echelle e I. Kornfield (eds.), *Evolution of fish species flocks*. University of Maine Press, Orono, pp. 93-109.

Espinosa, H., T.D. Gaspar y P.M. Fuentes. 1993. *Listados faunísticos de México. III: Los peces dulceacuícolas mexicanos*. Instituto de Biología, UNAM, México.

Espinoza-Tenorio, A., I. Espejel-Carbajal y G. Montaño-Moctezuma. 2004. *Modelo cualitativo de indicadores ambientales para el análisis de escenarios pesqueros: caso de estudio Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado*, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada.

Falkenmark, M. 2003. *Water management and ecosystems: Living with change*. Global Water Partnership Technical Committee, Estocolmo.

FAO. 2005. Protección a los polinizadores. *Enfoques 2005*. Food and Agriculture Organization. Disponible en <*www.fao.org/ag/esp/revista/pdf.htm*>.

Figueroa, R. 2003. *Agricultura orgánica es arte de vivir en equilibrio*. Colegio de Postgraduados, Montecillos.

Finlayson, C.M., T. D'Cruz, N. Aladin, D.R. Barker, G. Beltram *et al.* 2005. Inland water systems, en R. Hassan, R. Scholes y N. Ash (eds.), *Ecosystems and human well-being: Current state and trends*, Vol. 1. *Findings of the Condition and Trends Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press, Washington, pp. 553-583.

Fleming, T.H., T. Tibbitts, Y. Petryszyn e Y. Dalton. 2003. Current status of pollinating bats in southwestern North America, en T.J. O'Shea y M.A. Bogan (eds.), *Monitoring trends in bat populations of the United States and territories: Problems and prospects*. U.S. Geological Survey, Biological Resources Discipline, Information and Technology Report, USGS/BRD/ITR--2003-0003. Fort Collins, CO: U.S. Geological Survey, pp. 63-68.

Folke, C., S.R. Carpenter, T. Elmqvist, L. Gunderson, C. Holling *et al.* 2002. *Resilience and sustainable development: Building adaptive capacity in a world of transformation*. Environmental Advisory Council, Estocolmo.

Gay, C. (ed). 2000. *México: una visión hacia el siglo XXI. El cambio climático en México. Resultados de los estudios de la vulnerabilidad del país, coordinados por el INE con el apoyo del U.S. Country Studies Program*. Instituto Nacional de Ecología, Semarnat-U.S. Country Studies Program, México.

Gepts, J. 1993. The use of molecular markers in crop evolution studies. *Evolutionary Biology* **27**: 51-94.

GIECC. 2000. *Impactos regionales del cambio climático: evaluación de la vulnerabilidad. Informe especial*. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, Ginebra.

Godínez, L., y E. Lazos. 2003. Sentir y percepción de las mujeres sobre el deterioro ambiental: retos para su empoderamiento, en E. Tuñón (ed.), *Género y medio ambiente*. Ecosur-Semarnat-Plaza y Valdés, México, pp. 145-178.

Grennfelt, P. 2004. New directions: Recent research findings may change ozone control policies. *Atmospheric Environment* **38**: 2215-2216.

Guevara, A., J. Becerril y E. Castañeda. 2005. Mexcaltitlán: valoración económica del manglar bajo un enfoque de matriz de contabilidad social aplicada, *Anales del Segundo Congreso de la Asociación Latinoamericana de Economistas Ambientales y de Recursos Naturales*, Oaxaca.

Harlan, J. 1992. Origins and processes of domestication, en G.P. Chapman (ed.), *Grass evolution and domestication*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 159-175.

Hartshorn, G., y N. Bynum. 1999. Tropical forest synergies. *Science* **286**: 2093-2094.

Hawkes, J.G. 1983. *The diversity of crop plants*. Harvard University Press, Londres.

Helfman, G.S., B.B. Collette y D.E. Facey. 1997. *The diversity of fishes*. Blackwell Science, Oxford.

Hernández-Galicia, E., A. Aguilar-Contreras, L. Aguilar-Santamaría, R. Román-Ramos, A.A. Chávez-Miranda *et al.* 2002. Studies on hypoglycemic activity of Mexican medicinal plants. *Proc. West. Pharmacol. Soc.* **45**: 118-124.

Hernández, C.E. 1999. *Recetario nahua de Morelos*. Instituto Nacional Indigenista, México.

Hersch, O. 1996. *Destino común. Los recolectores y su flora medicinal*. INAH, México.

Hooper, D.U., F.S. Chapin, J.J. Ewell, A. Hector, P. Inchausti *et al.* 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* **75**: 3-35.

House, J., V. Brovkin, R. Betts, R. Constanza, M.A. Silva Diaz *et al.* 2005. Climate and air quality, en R. Hassan, R. Scholes y N. Ash (eds.), *Ecosystems and human well-being: Current state and trends*, Vol. 1. *Findings of the Condition and Trends Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press, Washington, D.C., pp. 357-390.

IEA. 2002. Energy and poverty, en *World energy outlook 2002*. International Energy Agency, París.

IMSS. 2005. *Estado actual de la herbolaria en México*. Instituto Mexicano del Seguro Social, México.

INE. 1995. *Segundo taller de Estudio de país: México ante el cambio climático*. Instituto Nacional de Ecología, Semarnat, México.

INE. 2005. *Sistema nacional de información de la calidad del aire*. Instituto Nacional de Ecología, en <*www.sinaica.ine.gob.mx*> (consultado en octubre de 2005).

INE. 2006. *México: tercera comunicación nacional ante la convención marco de las Naciones Unidas sobre el cambio climático*. Instituto Nacional de Ecología, Semarnat, México.

INEGI. 2000. *XII Censo general de población y vivienda, 2000. Datos tabulados básicos e integración territorial por localidad*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México.

INEGI. 2005a. *Agenda estadística de México.* Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Disponible en *<www.inegi.gob.mx/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/integracion/pais/agenda/2005/agenda2005.pdf>*.

INEGI. 2005b. *Censos de población y vivienda 2005.* Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México.

IPCC. 2002. *Cambio climático y biodiversidad. Documento técnico 5 del IPCC.* Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, Ginebra. Disponible en *<http://ipcc.cac.es/pdf/technical-papers/climate-changes-biodiversity-sp.pdf>*.

Kern, J.S., y G. Johnson. 1993. Conservation tillage impacts on national and atmospheric carbon levels. *Soil Science Society of America Journal* **57**: 200-210.

Klooster, D. 2003. *Campesinos* and Mexican forest policy during the twentieth century. *Latin American Research Review* **38**: 94-126.

Kremen, C., N.M. Williams y R.W. Thorp. 2002. Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **99**: 16812-16816.

Labougle, R.J., y J.A. Zozaya. 1986. La apicultura en México. *Ciencia y Desarrollo* **12**: 17-36.

Lal, P.N. 1990. Conservation or conversion of mangroves in Fiji. *Ocasional Paper of the East-West Environment and Policy Institute, Hawaii*, **11**.

Lal, R. 2003. Soil erosion and the global carbon budget. *Environment International* **29**: 437-450.

Landa, R., J. Meave y J. Carabias. 1997. Environmental deterioration in rural Mexico: An examination of the concept. *Ecological Applications* **7**: 316-329.

Larson, W.E., y F.J. Pierce. 1991. Conservation and enhancement of soil quality, en IBSRAM (ed.), *Evaluation for sustainable land management in the developing world.* Vol. 2. International Board for Soil Research and Management Proceeding **12**(2), Bangkok, pp. 175-203.

Lastra-Marín, I., y M. Peralta-Arias. 2000. *Situación actual y perspectiva de la apicultura en México*, en *<http://www.sagarpa.gob.mx/Dgg/estudio/sppa00.pdf>* (consultado en julio de 2006).

Lavelle, P., R. Dugdale, R. Scholes, A.A. Berhe, E. Carpenter *et al.* 2005. Nutrient cycling, en R. Hassan, R. Scholes y N. Ash (eds.), *Ecosystems and human well-being: Current state and trends*, Vol. 1. *Findings of the Condition and Trends Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment.* Island Press, Washington, D.C., pp. 331-353.

Lazos Chavero, E. 2006. La cultura de la pobreza: Sentires para una transformación, en M. Lienhard (coord.). *Discursos sobre la pobreza. América Latina y/e países luso-africanos.* Ed. Iberoamericana-Vervuert, Madrid-Frankfurt, pp. 43-61.

Lazos Chavero, E., y E. Álvarez-Buylla. 1988. Ethnobotany in a tropical-humid region: The homegardens of Balzapote, Veracruz. *Journal of Ethnobiology* **8**: 45-79.

Lazos Chavero, E. 1996. La ganaderización de dos comunidades veracruzanas: condiciones de la difusión de un modelo agrario, en L. Paré y M.J. Sánchez (eds.), *El ropaje de la tierra. Naturaleza y cultura en cinco zonas rurales.* Instituto de Investigaciones Sociales, UNAM-Plaza y Valdés, México, pp. 177-242.

Lazos Chavero, E., y L. Paré. 2000. *Miradas indígenas sobre una naturaleza entristecida. Percepciones del deterioro ambiental entre nahuas del sur de Veracruz.* Instituto de Investigaciones Sociales-Plaza y Valdés, UNAM, México.

Lazos, E., y D. Espinosa. 2003. *Trabajo de campo del proyecto: dimensiones sociales de la tecnología genética en la agricultura mexicana: el caso del maíz transgénico.* Instituto de Investigaciones Sociales, UNAM, México.

Legorreta, I.O. 1989. *Estudio comparativo de las plantas usadas para el tratamiento de la diabetes en algunos mercados de México.* Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM, México.

Llorente, J., y A. Luis. 1988. Análisis conservacionista de las mariposas mexicanas: Papilionidae (Lepidoptera, Papilionoidea), en T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa (eds.), *Diversidad biológica de México: orígenes y distribución.* Instituto de Biología, UNAM, México, pp. 149-179.

López-Hoffman, L., R.G. Varady, K.W. Flessa y P. Balvanera. En prensa. Ecosystem services across borders: A framework for transboundary conservation policy. *Frontiers in Ecology and the Environment.*

Lovelock, J.E. 1979. *Gaia. A new look at life on Earth.* Oxford University Press, Londres.

Maass, J.M., C.T. Jordan y J. Sarukhán. 1998. Soil erosion and nutrient losses in seasonal tropical agro-ecosystem under various management techniques. *Journal of Applied Ecology* **25**: 595-607.

Maass, J.M., P. Balvanera, A. Castillo, G.C. Daily, H.A. Mooney *et al.* 2005. Ecosystem services of tropical dry forests: Insights from long-term ecological and social research on the pacific coast of Mexico. *Ecology and Society* **10**: 17. Disponible en *<www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/art17/>*.

MacNeish, R.S., y M.W. Eubanks. 2000 Comparative analysis of the Río Balsas and Tehuacán models for the origins of maize. *Latin American Antiquity* **11**: 3-20.

Mapes, C. 1987. El maíz entre los purhépechas de la cuenca del Lago de Pátzcuaro, Michoacán, México. *América Indígena* **47**: 345-379.

Mariano-Bonigo, N.A. 2001. *Efecto de la herbivoría sobre la adecuación masculina y femenina de* Cucurbita argyrosperma *subsp.* sororia. Tesis de doctorado, Instituto de Ecología, UNAM, México.

Márquez, C., T. Castro, A. Mulhia, M. Moya, A. Martínez-Arroyo *et al.* 2005. Measurement of aerosol particles, gases and flux radiation in the Pico de Orizaba National Park,

and its relationship to air pollution transport. *Atmospheric Environment* **39**:3877-3890.

Martínez, J., y A. Fernández. 2004. *Cambio climático: una visión desde México*. Instituto Nacional de Ecología, Semarnat, México.

Martínez, J.E., y Z. Salazar. 2000. *Recetario colimense de la iguana*. Consejo Nacional para la Cultura y las Artes, México.

Masera, O., M.J. Ordóñez y R. Dirzo. 1997. Carbon emissions from Mexican forests: Current situation and long-term scenarios. *Climatic Change* **35**:256-295.

Masera, O.R. (ed.) 2005. *La bioenergía en México: un catalizador del desarrollo sustentable*. Publicación de la Red Mexicana de Bioenergía y la Comisión Nacional Forestal, Mundi-Prensa, México.

Masera, O.R., G. Guerrero, A. Ghilardi, A. Velásquez, J.F. Mas *et al.* 2005. *Multiscale analysis of fuelwood "hotspots" using the wisdom approach: A case study for Mexico*. FAO Wood Energy Programme, Rome.

Masera, O.R., A. Ghilardi, R. Drigo y M. Trossero. 2006. Wisdom: A GIS-based supply demand mapping tool for woodfuel management. *Biomass & Bioenergy* **30**:618-637.

Mata, Z.P. 2004. Tendencias en el uso de insecticidas para el control de plagas agrícolas. Curso sobre producción de hortaliza, octubre de 2004. Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco.

Mazari Hiriat, M., y A. Zarco Arista. 2005. *Segundo informe técnico del proyecto evaluación del agua como elemento integrador en la cuenca Lerma-Chapala-Santiago*. Semarnat, México.

Meléndez, V., S. Magaña-Rueda, V. Parra-Tabla, R. Ayala y J. Navarro. 2002. Diversity of native bee visitors of cucurbit crops (Cucurbitaceae) in Yucatán, Mexico. *Journal of Insect Conservation* **6**:135-147.

Merino, L., y G. Alatorre. 1997. Las condiciones de los aprovechamientos forestales en los casos de distintas comunidades de México, en L. Merino (coord.), *El manejo forestal comunitario en México y sus perspectivas de sustentabilidad*. Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, UNAM-Semarnap-World Resource Institute-Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible, México, pp. 35-131.

Merino, L. 2001. Las políticas forestales y de conservación y sus impactos sobre las comunidades forestales. *Estudios Agrarios* **18**:75-115.

Mikola, H., R.D. Bardgett y K. Hedlund. 2002. Biodiversity, ecosystem functioning, and soil decomposer food webs, en M. Loreau, S. Naeem y P. Inchausti (eds.), *Biodiversity and ecosystem functioning: Synthesis and perspectives*. Oxford University Press, Oxford, pp. 169-180.

Mikola, H., y H. Setälä. 1998. Relating species diversity to ecosystem functioning: Mechanistic backgrounds and experimental approach with a decomposed food web. *Oikos* **83**:180-194.

Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and human well-being: A framework for assessment*. Island Press, Washington, D.C.

Miller, S.E. 1986. Composition and derivation of freshwater fish fauna of Mexico. *An. Inst. Biol. Mex.* **30**:121-153.

Morales, H., B.G. Ferguson y L. García-Barrios. 2008. Agricultura: la cenicienta de la conservación en Mesoamérica, en C.A. Harvey y. J.C. Sáenz (ed.), *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. INBio, Heredia, Costa Rica, pp. 47-73.

Nabhan, G.P. 2003. *Singing the turtles to sea: The Comcáac (Seri) art and science of reptiles*. University of California Press, Berkeley.

Nadal, A. 1994. *Esfuerzo y captura. Tecnología y explotación de recursos marinos vivos*. El Colegio de México, México.

Nadal, A. 2000. *The environmental and social impacts of economic liberalization on corn production in Mexico*. Estudio comisionado por Oxfam GB y WWF International, Gland.

Nakicenovic, N., J. Alcamo, G. Davis, B. de Vries, J. Fenhann *et al.* 2000. *Emissions scenarios. A special report of working group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge.

Oaxaca-Villa, B., A. Casas y A. Valiente-Banuet. 2006. Reproductive biology in wild and silvicultural managed populations of *Escontria chiotilla* (Cactaceae) in the Tehuacán Valley, Central Mexico. *Genetic Resources and Crop Evolution* **53**:277-287.

OCDE. 2008. *Desempeño ambiental en la agricultura en la OCDE desde 1990. Sección de país México*. Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico, en <*www.oedc/tad/env/indicators*> (consultado en julio de 2008).

Ordóñez, J.A.B., B.H.J. de Jong, F. García-Oliva, F.L. Aviña, J.V. Pérez *et al.* 2008. Carbon content in vegetation, litter, and soil under 10 different land-use and land-cover classes in the central highlands of Michoacán, Mexico. *Forest Ecology and Management* **255**:2074-2084.

Ortiz-Lozano, L., A. Granados-Barba, V. Solís-Weiss y M.A. García-Salgado. 2005. Environmental evaluation and development problems of the Mexican coastal zone. *Ocean and Coastal Management* **48**:161-176.

Orwin, K.H., y D.A. Wardle. 2004. New indices for quantifying the resistance and resilience of soil biota to exogenous disturbances. *Soil Biology and Biochemistry* **36**:1907-1912.

Ostfeld, R.S., y F. Keesing. 2000. Biodiversity and disease risk: The case of lyme disease. *Conservation Biology* **14**:722-728.

Palomo, G.M., y R.B. Arriaga. 1993. Atlas de ubicación de productos agropecuarios utilizables, en *La planificación y desarrollo de la acuicultura en México. Apoyo a las actividades regionales de acuicultura en América Latina y el Caribe*. Secretaría de Pesca, Dirección General de Acuacultura, Pachuca, p. 20.

Panayatou, T., y P. Ashton. 1992. *Not by timber alone: Economics and ecology for sustaining tropical forests*. Island Press, Washington, D.C.

Paré, L. 1999. La Reserva de la Biosfera de Los Tuxtlas: una utopía si no hay coordinación entre instituciones. *El Jarocho Verde, Xalapa* **10**: 4-8.

Pauly, D., J. Alder, A. Bakun, S. Heileman, K.-H. Kock *et al.* 2005. Marine fisheries systems, en R. Hassan, R. Scholes y N. Ash (eds.), *Ecosystems and human well-being: Current state and trends*, Vol. 1. *Findings of the Condition and Trends Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press, Washington, D.C., pp. 477-511.

Pearce, D. 1993. *Economic values and the natural world*. The MIT Press, Cambridge.

Peixoto, I.D., y G. Abramson. 2006. The effect of biodiversity on the hantavirus epizootic. *Ecology* **87**: 873-879.

Pérez-Agis, E.S. 2000. *Fluctuación de la población de "gallina ciega" en dos sistemas de manejo para la producción de maíz en Michoacán*. Posgrado Inter-Institucional en Ciencias Agrícolas y Forestales, Universidad de Guadalajara, Guadalajara.

Pérez-Salicrup, D.R. 2005. La restauración en relación con el uso extractivo de recursos bióticos, en O. Sánchez, E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales *et al.* (eds.), *Temas sobre restauración ecológica*. Instituto Nacional de Ecología, Semarnat-U.S. Fish & Wildlife Service-Unidos para la Conservación, México, pp. 79-86.

Pérez Gil, R. (ed). 1996. *Importancia económica de los vertebrados silvestres de México*. Conabio-PG7 Consultores, México.

Pérez-Ortiz, G. 2005. *Diagnóstico ambiental como base para la rehabilitación de la Ciénega del Lerma, Estado de México*. UNAM, México.

Peterson, A.T., C. Sánchez-Cordero, B. Beard y J.M. Ramsey. 2002. Ecologic niche modeling and potential reservoirs for chagas disease. *Emerging Infectious Disease* **8**: 662-667.

Piña, R.J., y R.H. Carrillo. 1985. Distribution and propagation of lethal yellowing of coconut palm in the state of Quintana Roo, Mexico. Ann. Meet. Am. Phytopath. Soc. (Caribbean div.). *Phytopathology* **76**: 376.

Porter, L. 2003. La apicultura y el paisaje maya. Estudio sobre la fenología de floración de las especies melíferas y su relación con el ciclo apícola en La Montaña, Campeche, México. *Estudios Mexicanos* **19**: 303-330.

Postel, S., y S. Carpenter. 1997. Freshwater ecosystem services, en G.C. Daily (ed.), *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington, D.C., pp. 195-214.

Proctor, M., P. Yeo y A. Lack. 1993. *The natural history of pollination*. Harper Collins Publishers, Hampshire.

Provencio, E., y J. Carabias. 1997. Articulación entre política ambiental y política social en los programas contra la pobreza y el deterioro de los recursos naturales, en G. López (ed.), *Sociedad y medio ambiente en México*. El Colegio de Michoacán, Zamora, pp. 91-102.

Putz, F.E., K.H. Redford, J.G. Robinson, R.A. Fimbel y G.M. Blate. 2000. *Biodiversity conservation in the context of tropical forest management*. Environment Department Papers. Paper No. 75. The World Bank, Washington, D.C.

Ramos-Elorduy, J. 2004. La etnoentomología en la alimentación, la medicina y el reciclaje, en J. Llorente Bousquets, J.J. Morrone, O. Yáñez e I. Vargas F. (eds.), *Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos de México: hacia una síntesis de su conocimiento*, vol. IV, Facultad de Ciencias, Instituto de Biología, UNAM-Conabio, México, pp. 329-413.

Ramos-Elorduy, B.J. 2005. Insects: A hopeful food, en M.G. Paoletti (ed.), *Ecological implications of minilivestock: Role of rodents, frogs, snails, and insects for sustainable development*, Science Publishers, New Hampshire, pp. 263-291.

Ramos-Elorduy, B.J., y J.M. Pino. 2005. *Base de datos de los insectos comestibles y medicinales de México*. Instituto de Biología, UNAM, México.

Reardon, T., y S. Vosti. 1995. Links between rural poverty and the environment in developing countries: Asset categories and investment poverty. *World Development* **23**: 1495-1506.

RFA. 2006. *Smartwood production summary report*, en *<www.rainforest-alliance.org/programs/forestry/smartwood/public-summary-reports>* (consultado en abril de 2006).

Rico-Gray, V., A. Gómez-Pompa y C. Chan. 1985. Las selvas manejadas por los mayas de Yohaltun, Campeche. *Biotica* **10**: 321-327.

Riley, W.J., I. Ortiz-Monasterio y P.A. Matson. 2001. Nitrogen leaching and soil nitrate, nitrite, and ammonium levels under irrigated wheat in northern Mexico. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **61**: 223-236.

Rivera Arriaga, E., G.J. Villalobos, I. Azuz Adeath y F. Rosado May (eds.). 2004. *El manejo costero en México*. Semarnat-CETYS-Universidad de Quintana Roo, México.

Rocha-Peña, M.A., R.F. Lee, R. Lastra, C.L. Niblett, F.M. Ochoa-Corona *et al.* 1995. *Citrus tristeza* virus and its vector *Toxoptera citricida*. Threats to citrus production in the Caribbean and Central and North America. *Plant Disease* **79**: 437-445.

Rodríguez, J.P., T.D. Beard, E.M. Bennett, G.S. Cumming, S.J. Cork *et al.* 2006. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and Society* **11**: 28.

Roubik, D.W. 2002. The value of bees to the coffee harvest. *Nature* **417**: 708.

RWEDP. 2000. *Basics of wood energy planning – A manual*. Regional Wood Energy Development Programme in Asia GCP/RAS/154/NET, FAO, Bangkok. Disponible en *<www.rwedp.org/acrobat/rm36.pdf>*.

Sagar-Sedagro. 2002. *Anuario estadístico de la producción agropecuaria, forestal y pesquera. Michoacán*. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Social-Secretaría de Desarrollo Agropecuario-Alianza para el Campo, México.

Sagarpa. 2001. *Carta nacional pesquera 2000.* Secretaría de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación-Instituto Nacional de Pesca, México.

Sagarpa. 2002. *Situación actual y perspectiva de la apicultura en México 1990-1998.* Disponible en <*www.sagarpa.gob.mx/ganaderia/estudio/sppa9098.pdf*>.

Sagarpa. 2005. *Inventarios ganaderos 1990-1998*, en <*www.sagarpa.gob.mx/ganaderia/estudio/sitbov98tex.pdf*> (consultado en abril de 2006).

Sala, E., O. Aburto-Oropeza, M. Reza, G. Paredes y L.G. López-Lemus. 2004. Fishing down coastal food webs in the Gulf of California. *Fisheries* **29**: 19-25.

Sala, O.E., D. van Vuuren, H.M. Pereira, D. Lodge, J. Alder *et al.* 2005. Biodiversity accross scenarios, en S. Carpenter, P. Pingali, E.M. Bennet y M.B. Zurech (eds.), *Ecosystems and human well-being: Scenarios*, Vol. 2. *Findings of the Scenarios Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press, Washington, D.C., pp. 375-408.

Sampson, R.N., *et al.* 2005. Timber, fuel, and fiber, en R. Hassan, R. Scholes y N. Ash (eds.), *Ecosystems and human well-being: Current state and trends*, Vol. 1, *Findings of the Condition and Trends Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press, Washington, D.C., pp. 243-269.

Sanabria, O.L. 1986. *Uso y manejo tradicional del recurso forestal en la comunidad de Xul, en el sur de Yucatán.* Tesis de maestría, Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos, Xalapa, México.

Sánchez-Cordero, V., P. Illoldi-Rangel, M. Linaje, S. Sarkar y A.T. Peterson. 2005. Deforestation and extant distributions of Mexican endemic mammals. *Biological Conservation* **126**: 465-473.

Sánchez-Tejada, C., N. Rodríguez, C.I. Parra, O. Hernández-Montes, D.C. Barker *et al.* 2001. Cutaneous leishmaniasis caused by members of *Leishmania brasiliensis* complex in Nayarit, state of Mexico. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz* **96**: 15-19. Disponible en <*http://memorias.ioc.fiocruz.br/961/3989.html*>.

Sanjurjo, E. 2005. Estimación de la demanda por los servicios recreativos del manglar en Marismas Nacionales: una aplicación de la metodología de valoración contingente en La Tobara. *Anales del Segundo Congreso de la Asociación Latinoamericana de Economistas Ambientales y de Recursos Naturales*, Oaxaca.

Sanjurjo, E., K. Cadena y E.I. Erbstoesser. 2005. Valoración económica de los vínculos entre manglar y pesquerías, *Memorias del Segundo Congreso Iberoamericano de Desarrollo y Medio Ambiente*, Puebla.

Santiago Lastra, J.A., L.E. García Barrios, J.C. Rojas y H. Perales Rivera. 2006. Host selection behavior of *Leptophobia aripa* (Lepidoptera: Pieridae). *Florida Entomologist* **89**: 127-134.

Schoijet, M. 2002. La evolución de los recursos pesqueros a escala mundial. *Revista Latinoamericana de Economía* **33**: 103-125.

Semarnat-Colpos. 2003. *Evaluación de la degradación de los suelos causada por el hombre en la República mexicana, escala 1: 250 000. Memoria nacional, 2001-1002.* Semarnat-Colegio de Posgraduados Chapingo, México.

Semarnat y PNUD. 2005. *Indicadores básicos de desempeño ambiental.* Semarnat-Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, México.

Semarnat. 2002. *Anuario estadístico de la producción forestal 2001.* Semarnat, México.

Semarnat. 2003. *Anuario estadístico de la producción forestal 2003.* Semarnat, México.

Sener. 2002. *Balance nacional de energía*. Secretaría de Energía, México.

Seybold, C.A., M.J. Mausbach, D.L. Karlen y H.H. Rogers. 1997. Quantification of soil quality, en R. Lal, J.M. Kimble, R.F. Follet y B.A. Stewart (eds.), *Soil process and the carbon cycle*, CRC Press, Nueva York, pp. 387-403.

Shiklomanov, I. 2002. *World water resources at the beginning of the 21st century*, International Hydrological Programme, UNESCO. Disponible en *http://webworld.unesco.org/water/ihp/db/shiklomanov/*.

Shvidenko, A., C.V. Barber, R. Persson, P. González, R. Hassan *et al.* 2005. Forest and woodland systems, en R. Hassan, R. Scholes y N. Ash (eds.), *Ecosystems and human well-being: Current state and trends*, Vol. 1, *Findings of the Condition and Trends Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment.* Island Press, Washington, D.C., pp. 567-614.

Siacon. 2005. *Sistema de información agropecuaria de consulta (Siacon)*, en <*www.siap.sagarpa.gob/sistemas/sicaon/SIACON.html*> (consultado en abril de 2005).

SIAP-Sagarpa. 2001. *Anuario estadístico de la producción pecuaria de los Estados Unidos Mexicanos. Sistema de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP),* Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, México.

SIAP-Sagarpa. 2005. *Anuario estadístico de la producción agrícola de los Estados Unidos Mexicanos. Sistema de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP),* Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, México.

SMA-GDF. 2005. *Informe del estado de la calidad del aire y tendencias 2004.* Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del Distrito Federal, México.

Soberón, J., J. Golubov y J. Sarukhán. 2001. The importance of *Opuntia* in Mexico and routes of invasion and impact of *Cactoblastis cactorum* (Lepidoptera: Pyralidae). *Florida Entomologist* **84**: 486-492.

Sombroeck, W.G., F.O. Nachtergaele y A. Hebel. 1993. Amounts, dynamics and sequestering of carbon in tropical and subtropical soils. *Ambio* **12**: 417-426.

Sosa, R., H. Bravo , A. Sánchez y M. Jaimes. 2004. El impacto en la calidad del aire por incendios forestales, en L. Villers y J. López (eds.), *Incendios forestales en México. Métodos de evaluación*. UNAM, México pp. 79-97.

SPGRS. 2007. *Pollinators: Neglected biodiversity of importance to food and agriculture.* Seed and Plant Genetic Resource Service-Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture, FAO, Roma.

SSA. 2005. *Secretaría de Salud*, en <*www.ssa.gob.mx*> (consultado en abril de 2006).

Struhsaker, T.T. 1998. A biologist's perspective on the role of sustainable harvest in conservation. *Conservation Biology* **12**: 930-932.

Sumner, E.M. 2000. *Handbook of soil science*. CRC Press, Nueva York.

Suzan, G., G. Ceballos, J. Mills, T.G. Ksiazek y T. Yates. 2001. Serologic evidence of hantavirus infection in Sigmodontine rodents in Mexico. *Journal of Wildlife Diseases* **37**: 391-393.

Suzan, G. 2005. *The responses of hantavirus host communities to habitat fragmentation and biodiversity loss in Panama*, PhD thesis, The University of New Mexico, Albuquerque.

Tanner, R.L., W.J. Parkhurst, M.L. Valente, K.L. Humes, K. Jones *et al.* 2001. Impact of the 1998 Central American fires on $PM_{2.5}$ mass and composition in the southeastern United States. *Atmospheric Environment* **35**: 6539-6547.

Tapia, M., y L. Zambrano. 2003. From aquaculture goal to real social and ecological impacts: Carp introduction in rural central Mexico. *Ambio* **32**: 252-257.

Torres-Rojo, J.M. 2004. Informe Nacional México, en *Estudio de tendencias y perspectivas del sector forestal en América Latina al año 2020*. FAO, Roma. Disponible en <*www.fao. org/docrep/006/j2215s/j2215s00.htm*>.

Turner, B.L.I., S. Cortina Villar, D. Foster, J. Geoghegan, E. Keys *et al.* 2001. Deforestation in the southern Yucatán peninsular region: An integrative approach. *Forest Ecology and Management* **154**: 353-370.

UIA. 2005. *Valoración económica de los servicios ambientales prestados por los ecosistemas costeros: estimación del valor económico total del manglar en Marismas Nacionales*. Universidad Iberoamericana-Proyecto Semarnat-Conacyt-2002-C01-0096, México.

UNEP. 2006. *Marine and coastal ecosystems and human well-being: A synthesis report based on the findings of the Millennium Ecosystem Assessment*. PNUMA, Nairobi.

Valdés, E., y J.I. Valdez. 2005. *Evaluación del contenido de carbono en suelos de los manglares de Nayarit, México*. Colegio de Postgraduados, Universidad Iberoamericana, Proyecto Semarnat-Conacyt-2002-C01-096, México.

Villegas, D.G., M.A. Bolaños y P.L. Olguín. 2001. *La ganadería en México. Temas selectos de geografía de México: I. Textos monográficos: 5. Economía.* Instituto de Geografía, UNAM, México.

Villers, R.L., y I. Trejo-Vázquez. 1997. Assessment of the vulnerability of forest ecosystems to climate change in Mexico. *Climate Research* **9**: 87-93.

Vörösmarty, C.J., C. Lévêque, C. Revenga, R. Bos, C. Caudill *et al.* 2005. Freshwater, en R. Hassan, R. Scholes y N. Ash (eds.), *Ecosystems and human well-being: Current state and trends*, Vol. 1, *Findings of the Condition and Trends Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press, Washington, D.C., pp. 165-207.

Wardle, D.A., L.R. Walker y R.D. Bardgett. 2004. Ecosystem properties and forest decline in contrasting long-term chronosequences. *Science* **305**: 509-513.

WHO. 1999. *Definition, diagnosis and classification of diabetes mellitus and its complications*. World Health Organization, Ginebra.

WHO. 2005. *World Health Organization*, en <*www.who.int/ diabetes*> (consultado en abril de 2006).

Wood, S., S. Ehui, J. Alder, S. Benin, K.G. Cassman *et al.* 2005. Food, en R. Hassan, R. Scholes y N. Ash (eds.), *Ecosystems and human well-being: Current state and trends*, Vol. 1, *Findings of the Condition and Trends Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press, Washington, D.C., pp. 209-242.

Woomer, P.L., y M.J. Swift (eds.). 1997. The biological management of tropical soil fertility. John Wiley, Chichester.

Xolalpa, S., y A. Aguilar 2006. Wareque, raíz medicinal, en C. López, P. Shanley y C. Cuba-Cronkleton (eds.), *Riquezas del bosque: frutas, resinas, remedios y artesanías en América Latina*. Center for International Forestry Research-The Christensen Fund-Overbook Foundation-People and Plants International-Centro de Investigaciones Tropicales, Santa Cruz, Bolivia.

Zambrano, L., E. Martínez-Meyer, N. Menezes y A.T. Peterson. 2006. Invasive potential of common carp (*Cyprinus carpio*) and nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in American freshwater systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Resources* **69**: 1903-1910.

Zavala-Velázquez, J.E., J. Ruiz-Sosa, I. Vado-Solis, A.N. Billings y D.H. Walker. 1999. Serologic study of the prevalence of rickettsiosis in Yucatán: Evidence for a prevalent spotted fever group rickettsiosis. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene* **61**: 405-408.

5 Impacto de los factores antropogénicos de afectación directa a las poblaciones silvestres de flora y fauna

autores responsables: Eduardo J. Naranjo • Rodolfo Dirzo
coautores: Juan Carlos López Acosta • Jaime Rendón-von Osten • Adrián Reuter • Óscar Sosa-Nishizaki
autores de recuadros: *5.1*, Gabriel Gutiérrez-Granados, Rodolfo Dirzo • *5.2*, Andrea Martínez Ballesté, María del Carmen Mandujano
revisores: Roberto Iglesias Prieto • Héctor Manuel Hernández Macías • Roberto Mendoza Alfaro

Contenido

Recuadros

Naranjo, E.J., R. Dirzo *et al.* 2009. Impacto de los factores antropogénicos de afectación directa a las poblaciones silvestres de flora y fauna, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 247-276.

Resumen

La extracción representa un factor de afectación directa de las poblaciones silvestres de flora y fauna en México. En este capítulo se analiza la magnitud de la extracción de especies vegetales y animales para consumo, para comercialización local y por tráfico ilegal, así como las sinergias entre factores de impacto directo e indirecto. También se incluye un apartado breve sobre los efectos de la contaminación en el deterioro de algunas poblaciones animales en ecosistemas acuáticos. El análisis indica que, fuera de los casos de extracción, principalmente de plantas, en particular cuando involucra un conocimiento tradicional por parte de los pobladores locales, en general esta tiene un impacto negativo importante sobre las poblaciones de varias especies de plantas y animales. Esto se hace evidente sobre todo a partir de la información derivada del estudio de algunas especies de plantas como las cactáceas, las cícadas y las orquídeas, así como de algunas aves, en particular pericos, en el caso de los animales. Asimismo, la información recabada a partir de actividades pesqueras indica un daño profundo sobre las poblaciones de peces. En general los datos apuntan a que la extracción representa, después de la destrucción del hábitat, el segundo factor de más impacto sobre la biodiversidad silvestre, si bien en algunos casos particulares aparece como el factor de mayor afectación. Además del impacto de la extracción directa, este análisis muestra la importancia de las coextinciones resultantes de la extinción colateral de especies que interactúan con las especies dañadas en primera instancia, pero este aspecto se ha estudiado poco en México; lo mismo sucede con la importancia de las sinergias entre la extracción y otros efectos antropogénicos, de los cuales apenas existen algunas investigaciones. Este análisis también muestra que la contaminación de origen orgánico e inorgánico, si bien no es un mecanismo de extracción directa de especies, es un factor importante de deterioro para la flora y fauna terrestres y acuáticas. En general, la información fragmentada que se integró en este capítulo señala una trayectoria de gran impacto antropogénico sobre las poblaciones de flora y fauna del país. Todo esto demanda que se dediquen esfuerzos y atención inmediata para detener, y de ser posible revertir, las proyecciones esbozadas en este análisis. Para alcanzar esta meta es necesario depurar y aplicar los marcos legales vigentes, así como la colaboración entre los sectores gubernamental, académico y social.

5.1 Introducción

Desde sus orígenes, la especie humana ha logrado sobrevivir mediante el uso constante de las especies silvestres encontradas a su alrededor y, en algunos casos, traídas de regiones distantes. De hecho, algunos periodos de prosperidad de diversas culturas antiguas, a lo largo de la historia, se relacionan con el aprovechamiento de una variedad de especies de plantas y animales. La utilización de poblaciones de flora y fauna por parte de estos grupos humanos incluye desde la extracción esporádica, la domesticación y la explotación sustentable; en tiempos recientes se ha llegado a una sobreexplotación que ha llevado al deterioro o la desaparición local o global de las especies más vulnerables o más sobreexplotadas. En México, los ejemplos que ilustran estas facetas de uso son: *1*] numerosas plantas medicinales, ornamentales o ceremoniales (por ejemplo, barbascos, peyote y cuajiotes, entre otras) en el grupo de las especies que se extraen de su hábitat de manera esporádica u oportunista; *2*] una amplia gama de especies domesticadas como el maíz, calabazas y frijoles, entre las plantas, así como guajolotes y loros entre los animales; *3*] las que se aprovechan de manera sostenida sin evidencia de que su uso afecte a las poblaciones naturales, ejemplo de esto son la "palmita" (*Brahea dulcis*) y los copales (*Bursera glabrifolia*), y *4*] finalmente, algunas plantas como las cícadas y las cactáceas se han sobreexplotado de tal manera que se han diezmado sensiblemente sus poblaciones naturales, en algunos casos llevándolas a la erradicación local y en otros a la extinción. La extracción directa se reconoce como un factor de impacto sobre la biodiversidad natural en el ámbito global. La información disponible sugiere que, dependiendo del grupo de organismos analizado, así como de la región de interés y el tipo de ecosistema (por ejemplo, continental, insular), la extracción se ubica entre el primero y el tercer factor responsables de la extinción local de plantas o animales, pero en la mayoría de los casos esta representa el segundo factor de impacto (Dirzo y Raven 2003).

En el presente capítulo se describe, como preámbulo, el potencial de utilización racional de algunas especies de plantas, pero se centra en casos con datos cuantitativos y en aquellas especies silvestres que se extraen directamen-

te de su hábitat natural y cuyo aprovechamiento tiene o puede llegar a tener un impacto poblacional negativo. También se ofrece una síntesis de los factores más relevantes de afectación directa a las poblaciones de plantas y animales de México por parte del ser humano y sus actividades actuales, y se analiza la magnitud probable de tales impactos, así como las posibles trayectorias actuales y futuras de los mismos. Si bien nuestro propósito central es describir los impactos que ponen en riesgo de deterioro o de pérdida local a las poblaciones silvestres, también es necesario mencionar que dichos deterioros implican una afectación a los servicios ambientales que las especies silvestres proveen a la sociedad, como se analiza en el capítulo 4 de este volumen.

Los daños directos a las poblaciones de plantas y animales que aquí se analizan tienen su origen en las siguientes actividades o factores próximos (véanse los tipos de factores en el capítulo 1 de este volumen): la extracción de especies vegetales y animales para consumo y para comercialización local, el tráfico ilegal y las sinergias entre factores de impacto directos e indirectos. Además incluimos una sección breve sobre los efectos de la contaminación en el deterioro de algunas poblaciones animales.

El análisis del impacto antropogénico sobre las especies vegetales domesticadas y sus parientes silvestres se analiza en otro capítulo de este volumen (capítulo 8), mientras que el caso de los efectos antropogénicos indirectos por la transformación del hábitat que amenazan de extinción local a las poblaciones de plantas y animales se estudia en el capítulo 1 de este volumen.

5.2 Extracción de plantas

5.2.1 El potencial de manejo sustentable

La extracción de plantas en poblaciones naturales tiene una historia larga en el país, debido al uso tradicional que se da a numerosas especies con valor medicinal, alimenticio, ornamental, ritual, artesanal y para obtener fibra. Aunque no en todos los casos, este tipo de extracción se dirige en buena medida al consumo local y no comercial. Por ejemplo, con propósitos medicinales (Bye 1976) los tarahumaras de Chihuahua utilizan 176 especies de plantas de vegetación semiárida que se encuentran en las zonas bajas de la región, y la evidencia sugiere que en este y en numerosos casos similares los niveles de extracción observados no han mermado las poblaciones.

El guácimo (*Guazuma ulmifolia*) es una planta típica de las selvas tropicales, principalmente de las selvas secas del país, cuyas semillas, producidas en decenas de millares por árbol, se muelen y tuestan para producir una bebida semejante al café en zonas del centro-sur del país, como en la región del Balsas (R. Dirzo, datos no publicados) y, también en este caso, no hay evidencia de que este consumo local sea una amenaza para las poblaciones.

Otro tipo de planta con manejo tradicional es la palma de guano (*Sabal mexicana*), la cual se usa como material de construcción (techos y vigas) en gran parte de su área de distribución, concentrada sobre todo en las vertientes costeras tanto del Pacífico como del Golfo de México y la Península de Yucatán (Pennington y Sarukhán 1998). La explotación de esta palma es particularmente intensa en la Península de Yucatán, donde estudios etnobiológicos muestran que su uso se remonta a más de mil años, proporcionando a los mayas de esa región alimento, medicinas, utensilios, forraje y materiales para construcción (Caballero 1991; Caballero *et al.* 2001). A pesar de todos estos usos, se ha encontrado que las poblaciones no se ven seriamente afectadas (Martínez-Ballesté *et al.* 2001). En contraste, en algunas poblaciones enclavadas en la Selva Lacandona, los hach winik o mayas lacandones de Lacanjá sufren escasez de palma de guano para construir sus viviendas, debido a la sobreexplotación por otros grupos indígenas y mestizos que han emigrado a la selva. Este problema se agudiza por los desmontes para ganadería que afectan la abundancia de este importante recurso (I. March, com. pers., agosto de 2007). Por otro lado, en los alrededores de Alvarado, Veracruz, en zonas donde el conocimiento tradicional ya no existe o no se practica, la extracción de estas palmas pone en riesgo su potencial de regeneración (López y Dirzo 2007).

En otros casos, las comunidades locales se han dedicado a la extracción con fines comerciales y existen ejemplos de que, aun con este enfoque, las poblaciones de plantas utilizadas no necesariamente muestran un impacto negativo. Por ejemplo, tienen un buen manejo de la palma *Brahea dulcis,* que se usa para sombreros o techos de casas; comunidades de la Montaña de Guerrero la manejan bien e incluso la mantienen en densidades elevadas en "manchoneras" y "soyacahuiteras". También se ha documentado que la extracción sustentable de hojas de esta palma puede modificar los patrones demográficos y la fisonomía de los palmares, reduciendo su altura y por ende facilitando la recolecta de las hojas (Illsley *et al.* 2001; Pavon *et al.* 2006).

Otro ejemplo destacado es el copal (*Bursera glabrifolia*)

que utilizan comunidades rurales de Oaxaca para elaborar alebrijes, ya que algunos estudios ecológicos de las poblaciones, incluyendo matrices de proyección como herramienta demográfica para evaluar el crecimiento de las poblaciones a mediano y largo plazos, sugieren que el manejo de este recurso es sustentable (Hernández-Apolinar *et al.* 2006).

También es notable el caso de los llamados bosques comunitarios de México, donde se aplica un manejo claramente sustentable de los paisajes forestales de varios estados del país, como Oaxaca, Durango y Quintana Roo (Bray *et al.* 2007). Los alcances y retos de este enfoque de extracción forestal sustentable se analizan en la tercera parte de este volumen.

5.2.2 Extracción ilegal

En contraste, aun cuando es poca la información sobre extracción ilegal con fines comerciales de algunos de los recursos vegetales y animales silvestres, en particular en décadas recientes, esta sugiere que su impacto podría ser considerable. Por ejemplo, los datos de decomisos y aseguramientos de la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (Profepa) indican que el ritmo de extracción ilegal de madera (volumen decomisado y asegurado en conjunto; Fig. 5.1a) osciló entre 20 000 y 120 000 m^3 en el periodo 2001-2005, aunque el curso temporal de tal extracción muestra un descenso a lo largo de este lapso, con un valor en 2005 que corresponde a menos de un quinto del observado en 2001(Profepa 2006b). Si bien esta variación temporal podría sugerir que la extracción ilegal de madera sigue una trayectoria de disminución considerable, no se descarta la posibilidad de que la figura refleje que la disponibilidad de madera susceptible de ser explotada ilegalmente está en declive, o que la capacidad de detección, aseguramiento y decomiso haya disminuido en este periodo, o una combinación de ambos factores. Desafortunadamente, estos datos de extracción ilegal de madera no permiten estimar la cantidad correspondiente de árboles cortados ni su procedencia.

Más allá de estas limitantes, en general estos datos oficiales seguramente subestiman de manera considerable la seriedad del problema. Por ejemplo, se calcula que el volumen de extracción ilícita de madera para fines comerciales e industriales es de alrededor de 13 millones de m^3 por año (Torres-Rojo 2004), cifra aproximadamente 21 veces mayor que los 600 000 m^3 detectados en un año pico de decomisos y aseguramientos de la Profepa (Fig. 5.1a) (Torres-Rojo 2004).

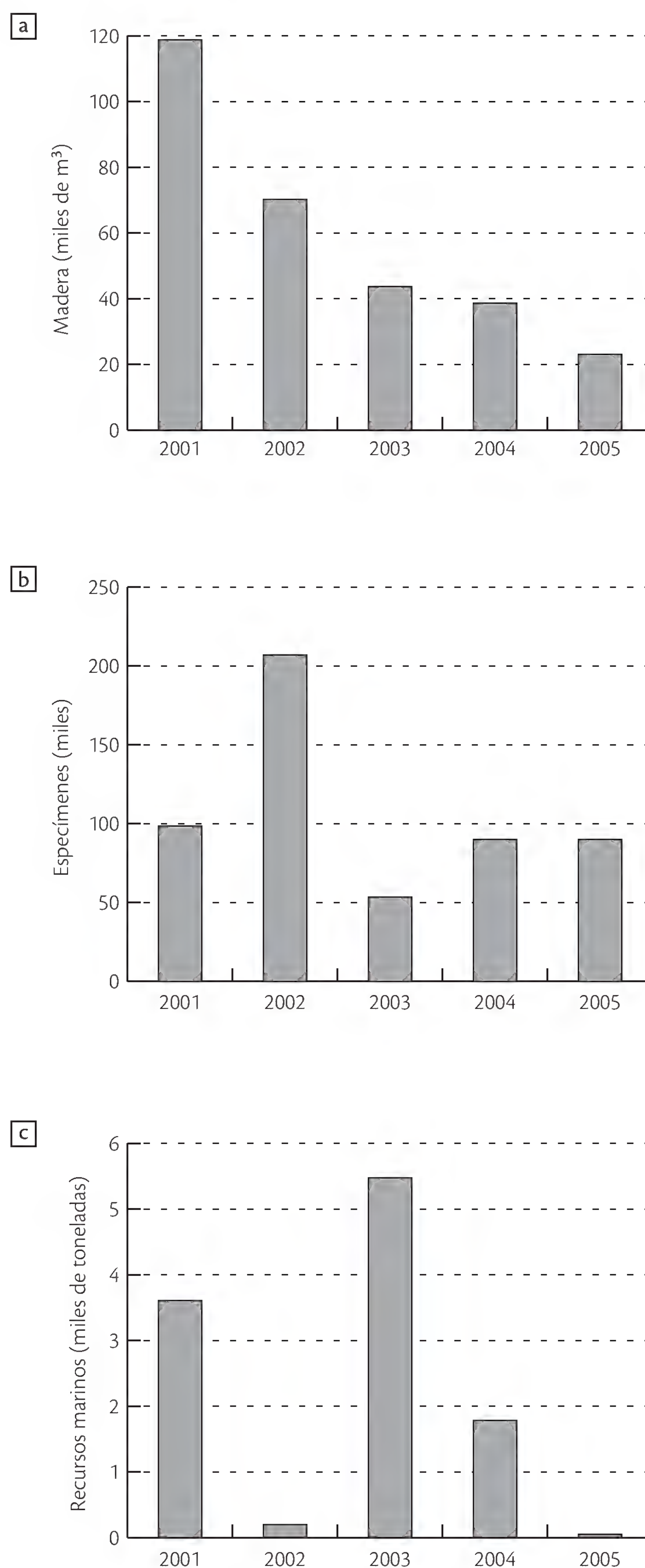


Figura 5.1 Acciones realizadas por la Profepa en materia de decomiso-aseguramiento de recursos naturales extraídos ilegalmente, 2001-2005: ***(a)*** madera (asegurada –incluye leña–, en escuadría y decomisada); ***(b)*** especímenes (incluye flora y fauna), y ***(c)*** recursos marinos (producto pesquero decomisado y asegurado). Fuente: Profepa (2006b).

5.3 Flora maderable para propósitos comerciales

El potencial de producción maderera en México es considerable si tomamos en cuenta la enorme superficie del país con vocación forestal, unos 128 millones de hectáreas (INEGI 2005). Sin embargo, la producción de madera es deficitaria debido en parte a que: *1*] la producción se basa mayoritariamente en el uso de pinos (*Pinus* spp.); *2*] las tecnologías para el manejo y procesamiento de otras especies son muy deficientes, y *3*] la extracción ilícita de madera referida antes, del orden de 13 millones de m^3 por año, es mucho mayor que la que se realiza según esquemas legales. Suponiendo una situación de extracción ilegal de árboles de pino con una altura promedio de 20 m y un diámetro promedio de 60 cm, utilizando la fórmula de conversión $V = (D^2)(L)(0.7854)$ [donde D = diámetro; L = longitud] (Mancilla-Terrazas 2003), podemos calcular que tal volumen de extracción correspondería a una tasa de 2.3 millones de árboles en el país por año.

En el caso de las zonas tropicales la información histórica muestra un impacto considerable, en particular respecto a maderas preciosas como la caoba y el cedro (véase la reseña histórica en Masera *et al.* 1997). Recientemente, tal magnitud de extracción ha disminuido debido tanto a la deforestación, que merma los terrenos forestales, como a la dificultad de extracción o falta de rentabilidad, dados los bajos volúmenes de explotación. En contraste, la tendencia en los sitios de selva aún extensa, como en la Península de Yucatán, en particular en asociación con el Plan Piloto Forestal de Quintana Roo, es extraer dentro de un marco de sustentabilidad mediante la aplicación de un programa de rotación y diversificación, replantando árboles y manteniendo áreas de reserva que pueden operar como fuente de propágulos que colonizan los sitios de explotación (Flaschenberg y Galletti 1999) (véase recuadro 5.1). No obstante, fuera de esos sitios la extracción ilegal, por su naturaleza clandestina, no permite tener un panorama claro del impacto antropogénico de esta actividad, excepto por la estimación mencionada líneas antes que además, desafortunadamente, es un sesgo que impide analizar el caso de las zonas tropicales por separado. De confirmarse mediante estudios ecológicos detallados que tal programa de extracción de maderas tropicales no tiene repercusiones ambientales de gran impacto, este caso sería un ejemplo de sustentabilidad en el uso extractivo de maderas tropicales (véase el recuadro 5.2).

5.4 Flora no maderable

Los recursos forestales no maderables son una serie de bienes que incluyen hojas, fibras, raíces, rizomas, cortezas, ceras, gomas, frutos y en algunos casos plantas vivas (Fig. 5.2) (Semarnat 2005), algunos de los cuales históricamente se han explotado con fines comerciales. Desde

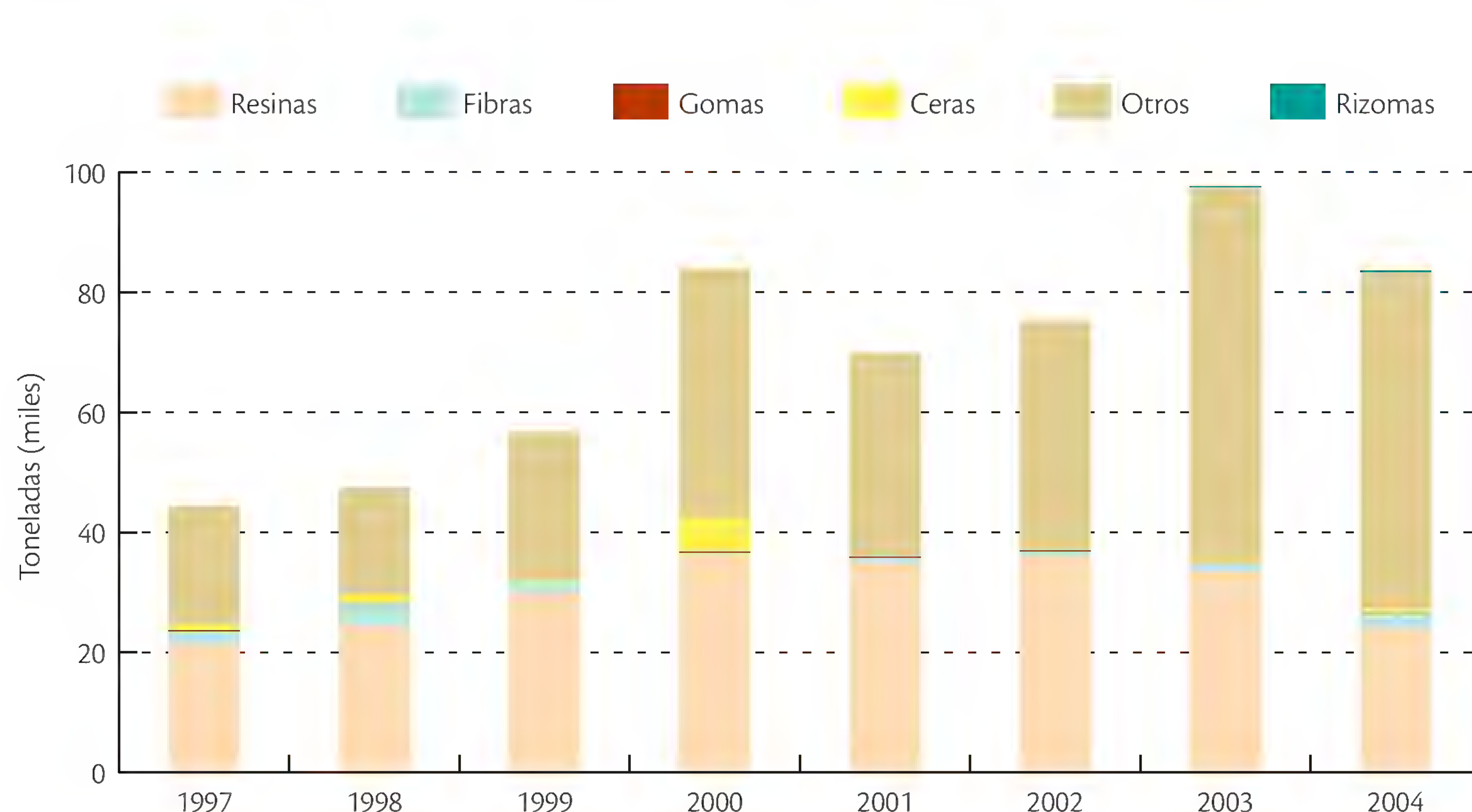


Figura 5.2 Producción forestal no maderable por producto en el periodo 1997-2004. Nota: otros incluye hojas (orégano, palma, laurel, etc.); frutos (corozo o coyol, coquito de aceite, cascalote, nuez, almendra, piñón, pimienta, entre otros); cortezas (mezquite, mauty, guamúchil, timbe, otras especies tropicales); tintes (palo tinte, añil, etc.); esencias y aceites (lináloe, jojoba); pencas de maguey, sotol y plantas completas (cactáceas, orquídeas). Fuente: Semarnat (2005).

Recuadro. 5.1 Extracción de madera en la zona maya de Quintana Roo: un análisis de tres ejidos sugiere un manejo forestal sustentable

Gabriel Gutiérrez-Granados • Rodolfo Dirzo

En 1983, en el sur del estado de Quintana Roo se estableció un programa de extracción forestal denominado Plan Piloto Forestal (Galletti 1999). Este programa comenzó con dos premisas: *1*] la selva debe constituir un atractivo económico; en caso contrario, corre el riesgo de ser destruida, y *2*] los propietarios son los principales actores sociales y los más interesados en conservar la selva (Galletti 1999). Poco tiempo después (1985), el modelo establecido en el sur se implementó en la parte central del estado, región conocida como la zona maya de Quintana Roo (Santos *et al.* 1998). Se espera que para el año 2010 la gran mayoría de los ejidos forestales de la zona maya y del sur del estado terminen el primero de los tres ciclos de corta propuestos (de 25 años cada uno).

A partir del establecimiento del Plan Piloto Forestal en el sur del estado, se promovió el aprovechamiento forestal basado en una serie de conceptos entre los que destacan los siguientes (Flaschenberg y Galletti 1999): *1*] que sean los propios ejidatarios quienes se hagan cargo del manejo forestal; *2*] que los ejidos delimiten parte de su superficie como área forestal permanente, destinada exclusivamente para ese uso, y *3*] que se deje de vender el monte en pie, cambiando esta estrategia por la de venta de madera en rollo. Como resultado de lo anterior, algunos ejidos adquirieron el equipo necesario para extraer y transportar la madera y comenzaron a tomar decisiones conjuntas acerca del precio y condiciones de entrega.

Estos cambios repercutieron positivamente en los ejidatarios, que fundaron en 1986 la Organización de Ejidos Productores Forestales de la Zona Maya (oepfzm). En la actualidad esta organización está integrada por 23 ejidos que en conjunto representan una superficie de 330 561 hectáreas, de las cuales aproximadamente 65% están destinadas al aprovechamiento forestal. A partir de esto, cada ejido definió sus áreas forestales permanentes (afp), que serán aprovechadas de acuerdo con un plan de manejo, favoreciendo la creación de algo muy similar a una reserva productiva. Con este esquema, el labrado de durmientes, la extracción de chicle y la venta de madera en rollo son las principales actividades económicas en los ejidos forestales (ef). Es decir, se promueve un programa más diversificado de uso forestal, combinando el corte de madera con otros tipos de extracción.

El programa de extracción forestal

El programa de manejo forestal establecido en la zona consta de un turno de 75 años, con tres ciclos de corte de 25 años cada uno. En cada rodal se extraen tanto maderas preciosas como tropicales comunes. Para la extracción forestal, previamente se realiza un inventario con un muestreo de aproximadamente 5% del área forestal permanente. Una vez determinadas las existencias se marcan los árboles destinados para la extracción. Con el objetivo de una mejor organización, las maderas preciosas están dentro de lo que se ha definido como el Grupo I, en el cual el diámetro mínimo de corta (dmc) es de 55 cm. En el Grupo II están las denominadas especies tropicales comunes, que se cortan a un dmc de 35 cm. Finalmente, se extraen los árboles y, dependiendo de la capacidad de cada ejido para procesar la madera, esta se vende en rollo o se procesa en aserraderos ejidales y se vende como tablón.

Manejo y producción forestal en tres ejidos representativos

Los tres ejidos seleccionados para este análisis son Petcacab, Naranjal y X-Maben (Señor), que en conjunto han comercializado consistentemente volúmenes anuales de madera del orden de 600 m^3 desde 1997, los cuales representan de 28 a 43 por ciento del total producido por la oepfzm. Por otro lado, Petcacab tiene un programa de manejo a largo plazo con áreas de corte bien definidas hasta 2008, cuando termina el primer ciclo de corta de 25 años. En este ejido se han extraído alrededor de 1 500 m^3 por año, volumen que duplica lo que extrajeron en Naranjal y Señor en conjunto, pero en casi el doble de superficie asignada por rodal. Este aprovechamiento se ha dado con un esquema aparentemente sustentable delimitando áreas de corta y áreas de reserva (Fig. 1).

En el aspecto cuantitativo, la información analizada muestra una gran heterogeneidad en cuanto al tipo de madera que se extrae (preciosas y tropicales comunes, que a su vez se subdividen en duras y blandas) en los tres ejidos seleccionados (Fig. 2). En promedio la producción forestal en los tres ejidos se ha dirigido al corte de maderas blandas (como *Bursera simaruba*, *Spondias mombin*, *Pseudobombax ellipticum*) durante los últimos 13 años.

Por otro lado, el volumen y la cantidad de árboles de caoba que se extraen por temporada no son constantes, ya que dependen de la distribución de frecuencias de los tamaños (diámetro del tronco) y del volumen de corta autorizado. Por ejemplo, en 1999 en el ejido Señor se cortaron 144 árboles de

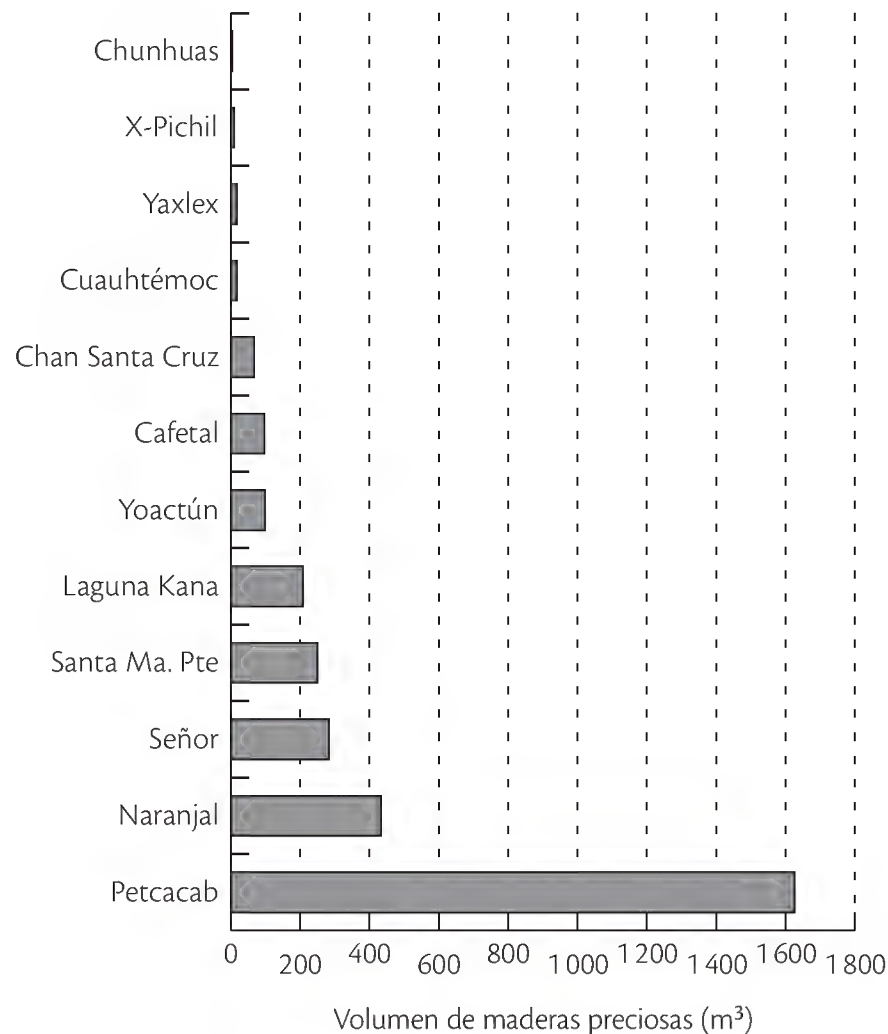


Figura 1 Extracción promedio de maderas preciosas en los principales ejidos de la Organización de Ejidos Productores Forestales de la Zona Maya y en Petcacab durante los últimos 10 años (1994-2004) con datos disponibles.

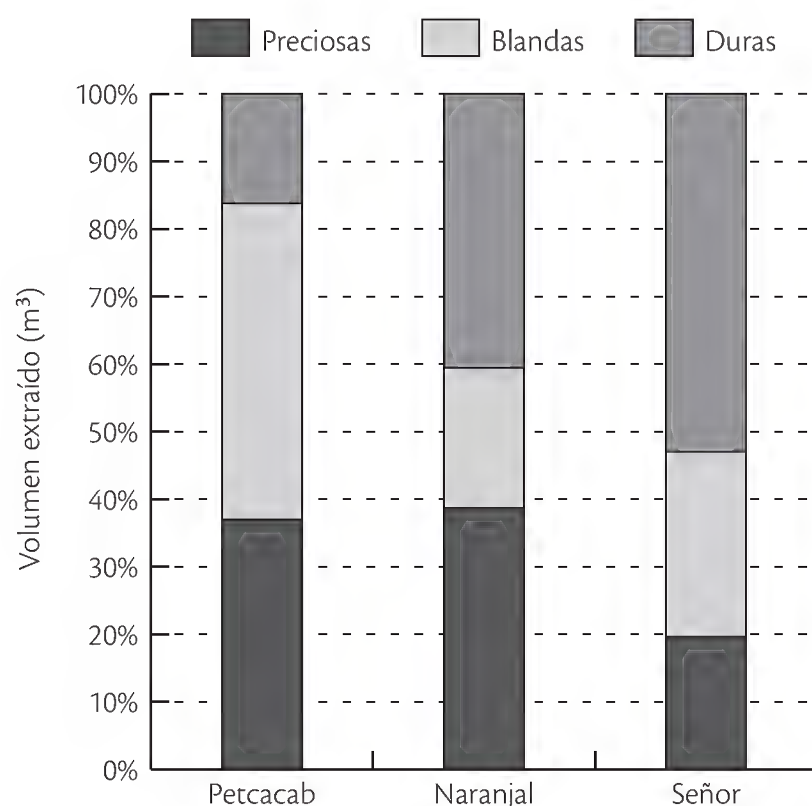


Figura 2 Volumen de extracción por tipo de madera en los ejidos productores forestales de la zona maya.

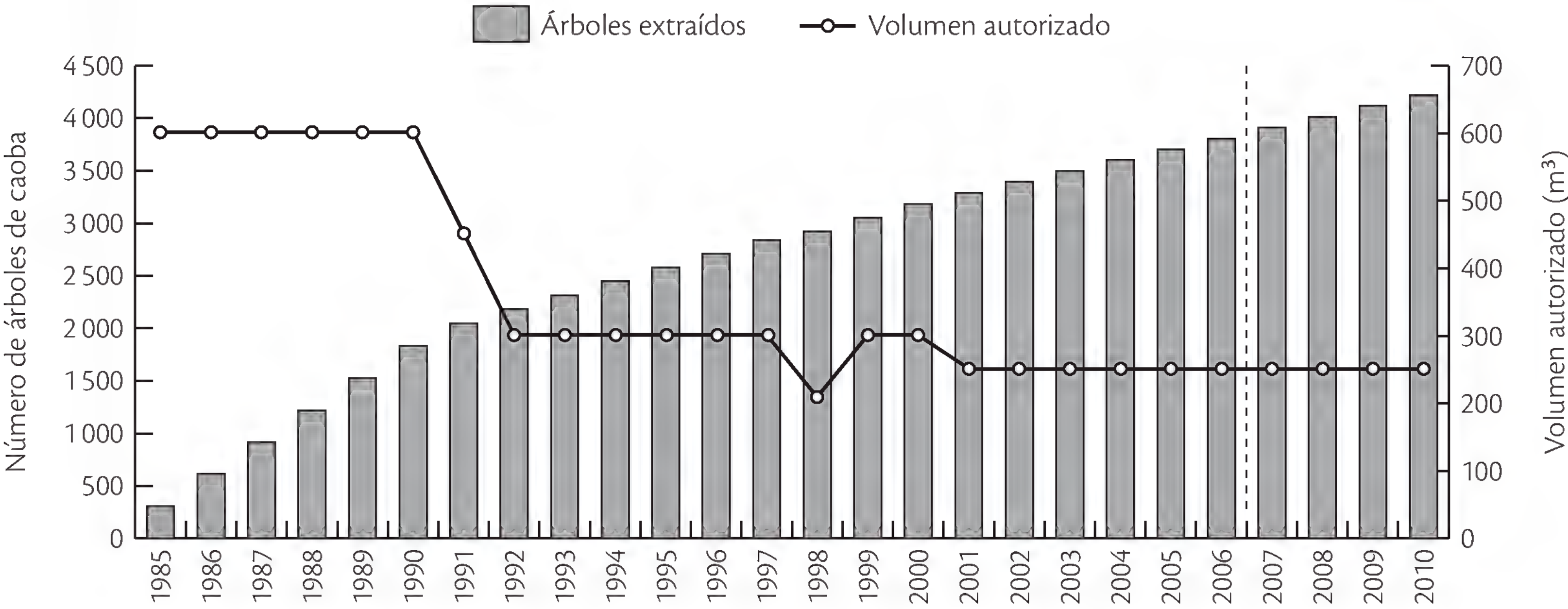
caoba con un diámetro a la altura del pecho de 55 cm o mayor para completar un volumen autorizado, para ese año, de 300 m^3, mientras que en Naranjal y Petcacab se necesitaron 182 y 172 árboles, respectivamente, para obtener un volumen similar. En estos ejidos hubo una correlación positiva entre el volumen de madera extraído y el número de árboles de caoba necesarios para cubrir dicho volumen. Si esta tendencia se mantiene a lo largo de todo el ciclo de corta (25 años), el número de árboles que se deberán extraer del ejido Señor será de 4 220 en 40 000 hectáreas (0.1 individuos/hectárea). En Naranjal se extraerán aproximadamente 4 227 árboles en 8 750 hectáreas (0.5 individuos/hectárea), mientras que para Petcacab el estimado de árboles cortados sería de 24 500 en una superficie de 30 715 hectáreas (0.8 individuos/hectárea; Fig. 3). Sin embargo, se debe considerar que la densidad de árboles de caoba por rodal no es la misma en todos los sitios, por lo que este dato solo es aproximado. Por ejemplo, en 1996 la densidad de árboles extraídos fue muy similar en los tres ejidos (0.5, 0.3 y 0.3 individuos/hectárea, respectivamente). De manera global, utilizando un valor promedio de 0.5 árboles por m^3, podemos estimar que la cantidad de árboles extraídos en toda la OEPFZM y en Petcacab es de 1 500 individuos de caoba por año, lo que da una cantidad aproximada de 112 500 árboles de caoba extraídos en el turno completo (75 años).

El efecto de esta actividad maderera sobre la cobertura forestal aún no se ha evaluado completamente en la zona, pero existe evidencia a partir de imágenes de satélite que apoya la idea de que, al menos, la continuidad de la selva no se ha perdido (Bray *et al.*, 2007). En contraste, estudios recientes basados en imágenes de alta resolución permiten detectar efectos crípticos adjudicables a la extracción forestal. Por ejemplo, se ha encontrado que en la Amazonia brasileña la extracción intermitente de árboles tiene un impacto que, cuando es agregado, es similar al que causa la conversión de selva en potreros ganaderos (Asner *et al.* 2005). Son necesarios más estudios que permitan confirmar si en la zona maya no se generan impactos similares.

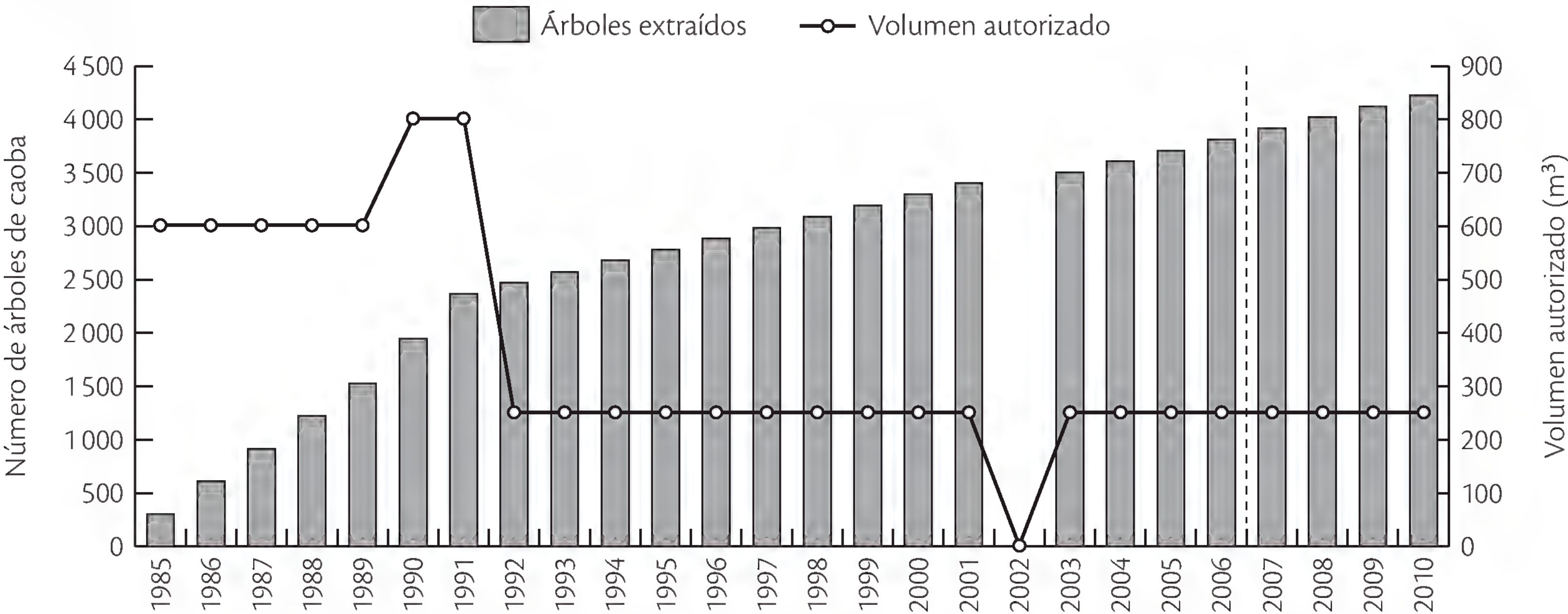
A 20 años de iniciado el proyecto de manejo forestal en la zona maya, este muestra signos de que es un ejercicio exitoso de manejo que ha llevado a tener un sistema de extracción potencialmente sustentable. Sin embargo, se necesita un programa de investigación y monitoreo que permita cuantificar, a largo plazo, los impactos ecológicos del manejo forestal en la zona y las posibles medidas de mitigación. Los datos sobre volúmenes y cantidad de árboles extraídos en los tres ejidos analizados se encuentran, por ejemplo, dentro del promedio en un sistema de extracción tradicional en Pará, Brasil, en el cual se comprobaron daños ecológicos importantes, como la pérdida de algunas especies arbóreas (Pereira *et al.* 2002).

Recuadro 5.1 [*continúa*]

a **X-Maben**



b **Naranjal**



c **Petcacab**

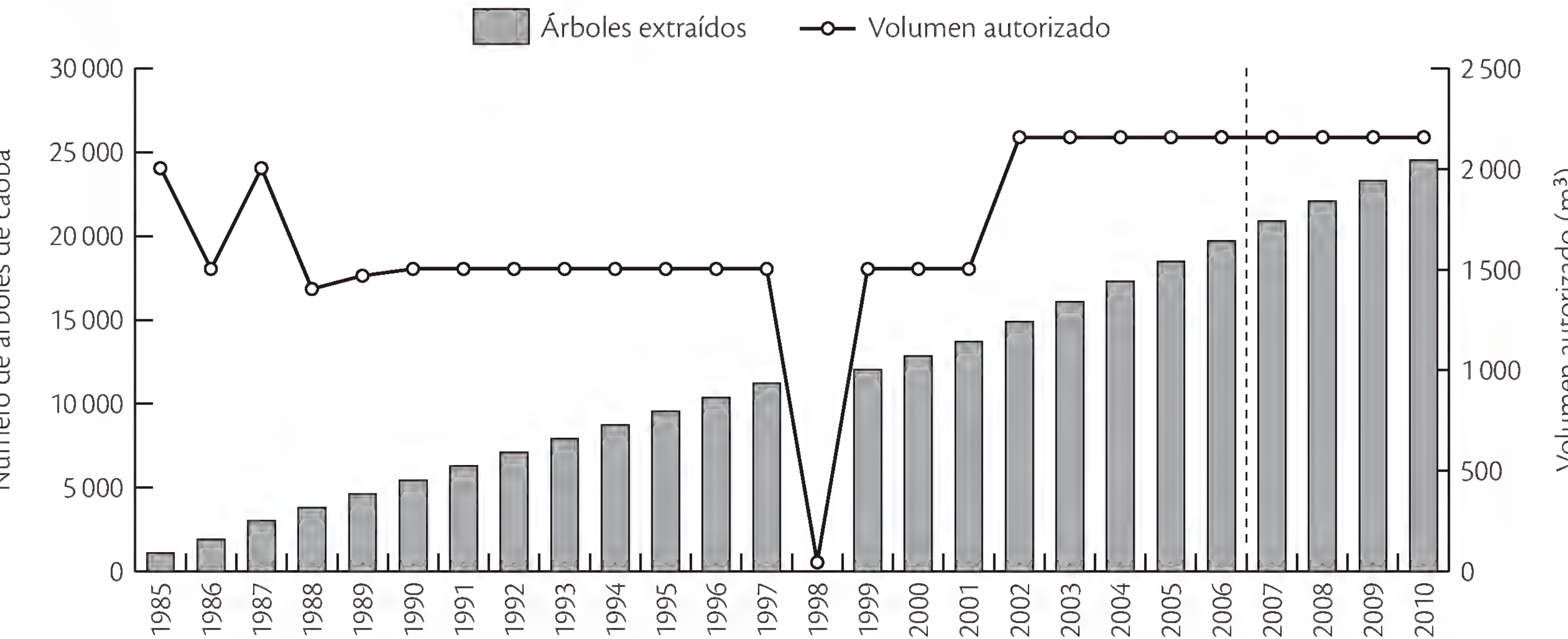


Figura 3 Número acumulado de árboles extraídos (barras) y volúmenes anuales autorizados (puntos) de caoba durante un ciclo de corta de 25 años, en los tres ejidos seleccionados. Cifras estimadas a partir de 2007.

El manejo de ecosistemas tropicales es un reto que requiere un trabajo conjunto entre investigadores, administradores y dueños del recurso, así como los encargados de tomar decisiones. De la capacidad de asimilar y aprender de las experiencias depende el éxito del "experimento" social y ecológico que se está desarrollando en la zona maya de Quintana Roo, donde el manejo forestal puede llegar a constituir la base para una mejor calidad de vida de los habitantes, así como para la conservación de las selvas de la región.

Recuadro 5.2 Extracción de candelilla en el ejido San Lorenzo, municipio de Cuatrociénegas, Coahuila: un ejemplo de extracción sustentable

Andrea Martínez Ballesté • María del Carmen Mandujano

En las regiones áridas de México las condiciones ambientales extremas han limitado el desarrollo de las actividades agrícolas. En su lugar, la recolección de recursos silvestres ha sido una de las formas de subsistencia más importantes para el mantenimiento de muchas poblaciones rurales. La explotación en pequeña escala de diversas especies del desierto se ha mantenido por cientos de años, sin que al parecer haya afectado a las poblaciones naturales. Sin embargo, algunas especies han cobrado gran importancia comercial. A principios del siglo xx la demanda nacional e internacional de candelilla (*Euphorbia antisyphilitica*) se incrementó por ser un recurso importante para extraer cera vegetal. El texano Ralph Ogden instaló la primera fábrica en México y en 1910 el químico Óscar Pacius diseñó el primer proceso industrial para obtener cera de candelilla. A partir de entonces, los volúmenes de extracción aumentaron en cientos de miles de toneladas de plantas anualmente.

La cera de candelilla sigue siendo un producto muy demandado y se utiliza para fabricar pulidores y abrillantadores, para el transporte y almacenaje de productos, así como en diversas industrias como la alimentaria, cosmética, eléctrica, mecánica y productora de plástico (Torres y Román-Domínguez 1980; Tunell 1981; Cervantes-Ramírez 2002; Canales-Gutiérrez *et al.* 2005). México es el único productor del mundo y Coahuila es el estado que contribuye con la mayor producción (80%), en particular en municipios como Cuatrociénegas y Ocampo. Tras un proceso (que por cierto requiere el manejo de sustancias peligrosas como el ácido sulfúrico) se obtiene la cera que se vende actualmente a los intermediarios a 27 pesos el kilo (~2.1 USD). Después, las grandes industrias dedicadas al procesamiento de la cera exportan el producto en diferentes presentaciones, del que obtienen ganancias 20 veces mayores. La extracción de este recurso implica que de 100 kg de candelilla apenas se obtienen dos o tres kilos de cera. Si bien las actividades de los ejidatarios se han diversificado, se sigue cosechando con diferente intensidad, algunos mes con mes y otros de manera esporádica. No obstante la intensa presión a que están sujetas las poblaciones de candelilla, aquí presentamos un ejemplo que sugiere la posibilidad de mantener la producción a largo plazo. En cinco sitios muestreados del ejido San Lorenzo estimamos densidades de entre 10 000 y 70 000 individuos por hectárea. Aunque 27% de los candelilleros entrevistados cosechan toda la planta, incluyendo la raíz, la mayoría deja algunas ramas y coinciden en que la planta se recupera fácilmente a partir de un tallo subterráneo del cual salen numerosas "raicillas". Asimismo, un estudio cuantitativo en cinco poblaciones, en las que se evaluó el crecimiento de la candelilla después de la cosecha, muestra que las plantas producen, en promedio, 60 ramas nuevas en tres meses, aunque la variación es muy grande.

El tiempo transcurrido desde la última cosecha y el tamaño inicial de los individuos de candelilla (medido en número de ramas) son variables sumamente importantes para la producción de flores. Con base en nuestros resultados estimamos una mayor producción de flores en individuos con mayor número de ramas cuando el periodo de descanso entre cosechas es mayor. Esto es muy importante para asegurar la producción de semillas y así promover el posible crecimiento esporádico de nuevos individuos en la población; además, a largo plazo estaríamos asegurando la diversidad genética de las poblaciones. Quizá por ser el ejido con mayor densidad de candelilla de los cuatro estudiados, en San Lorenzo acostumbran descansar de tres a cinco años una población cosechada. Nuestros datos en este ejido muestran que el mejor manejo consiste en dejar algunas ramas en pie y espaciar los periodos entre cosechas por lo menos dos años.

Implementar un manejo sustentable de este recurso puede evitar casos como el del ejido La Vega, donde las poblaciones de candelilla se agotaron y los productores tuvieron que rentar terrenos en otros ejidos para seguir cosechando.

el punto de vista cualitativo (es decir, tipos o variedad de productos explotados), en todo el país se han identificado aproximadamente 5 000 taxa de plantas útiles y 215 especies de hongos (Torres-Rojo 2004), los cuales, aunque no sean elementos de la flora, se pueden considerar como recurso forestal no maderable. Solo en los bosques templados de Chihuahua, Durango, Jalisco, Michoacán, Guerrero y Oaxaca se ha documentado el aprovechamiento de 1 293 especies de plantas que pertenecen a 171 familias taxonómicas (Procymaf 2000). Desgraciadamente, buena parte del aprovechamiento de esta riqueza se hace de manera clandestina y muchas veces se restringe a una intensa explotación de unas pocas especies que ya muestran los efectos de esta práctica (Semarnat 2005), como se analiza a continuación.

Desde el punto de vista cuantitativo, en general la magnitud de extracción de los productos forestales no maderables (PFNM) es considerable, y se estima que entre 1997 y 2004 se explotó un promedio anual de 60 000 toneladas de estos productos, con oscilaciones que van de 42 000 a 90 000 toneladas por año, lo que da un total de cerca de 558 000 toneladas (Fig. 5.2). De manera consistente, el producto con mayor representación son las resinas de pino de especies como *Pinus oocarpa*, *P. leiophylla, P. lawsonii, P. teocote, P. herrerai, P. tenuifolia, P. montezumae, P. ponderosa, P. pringlei, P. michoacana, P. pseudostrobus* y *P. douglasiana*, cuya distribución natural abarca principalmente los estados de Colima, Chihuahua, Durango, Guerrero, Jalisco, México, Michoacán y Oaxaca. Esta extracción representa de 25 a 50 por ciento del volumen anual, lo cual sugiere que estos PFNM se encuentran entre los más explotados.

Muchos procedimientos de extracción de estos recursos implican la recolecta de individuos para su comercialización como unidades completas (por ejemplo, bromelias, palmas, yucas, orquídeas, cícadas, candelilla y cactos). En general, este tipo de explotación tiene como fuente principal poblaciones naturales que se extraen con escasos o improcedentes elementos de regulación. Por ejemplo, solo entre 2004 y 2006 se extrajeron 3 755 yucas o palmitos del desierto (*Yucca thomsoniana*) del Área de Protección de Flora y Fauna Cuatrociénegas (Profepa 2006a), una región donde la extracción ilegal debería estar controlada.

Históricamente han existido PFNM que se extraen sobre todo en forma de partes de la planta (en contraposición con la extracción de plantas enteras), como consecuencia de su alta importancia económica. Tal es el caso de las palmas camedor o “xate” (*Chamaedorea* spp.), las cuales hacia los años ochenta tenían un valor a precio de mercado en Estados Unidos superior a los 30 millones de dólares al año, lo que generó más de 10 000 empleos (González-Pacheco 1984). Solo el mercado norteamericano demandaba 363.2 millones de hojas de palma camedor anualmente. En la actualidad el comercio de estas plantas tiene un mercado bien establecido y constante (CEC 2002). Sin embargo, y aunque se han desarrollado técnicas para su cultivo en viveros, la extracción ilegal es un problema persistente. Por ejemplo, en 2004 se aseguraron dos avionetas que transportaban de forma ilegal 55 512 hojas de palma xate, presumiblemente recolectadas en la Reserva de la Biosfera Montes Azules, Chiapas (Profepa 2004). Desafortunadamente esto no es exclusivo de dicha reserva en la Selva Lacandona. Por ejemplo, Ramírez (2001) señala que en Tamaulipas los bosques de la Reserva de la Biosfera El Cielo siguen siendo el origen de la mayor parte del follaje de *Chamaedorea radicalis* comercializado en ese estado. Lo mismo sucede en la región de la Chinantla, Oaxaca, donde alrededor de 50 comunidades extraen follaje y semillas, y 20 de ellas aprovechan alrededor de 1 000 toneladas de hojas por año (Ramírez 2001). Lamentablemente, dicho aprovechamiento se lleva a cabo de manera no sustentable y sin contar con un mercado que reditúe de manera justa y digna a los pobladores locales.

Otro ejemplo ilustrativo es el de la “pita” (*Aechmea magdalenae*), una bromelia terrestre cuyo hábitat son las selvas altas perennifolias del sureste de México, que ha sido explotada históricamente por las comunidades indígenas y mestizas comerciantes del sureste del país para extraer su fibra a partir de plantas de las poblaciones silvestres (Edouard 2003, 2006). Las principales áreas de cosecha se ubican en las regiones de la Chinantla de Oaxaca, la Selva Lacandona de Chiapas y en diversas y pequeñas zonas del estado de Veracruz (por ejemplo, Los Tuxtlas). Aunque se trata de un recurso valioso, su rendimiento es intrínsecamente bajo, pues se calcula que para obtener 1 kg de pita se requiere cortar entre 250 y 350 hojas, y una hectárea de selva puede rendir de 15 a 25 kg de fibra por año (Edouard 2006). Esto hace evidente la necesidad de contar con programas de cultivo, extracción y comercialización sustentables que brinden beneficios netos y justos a los pobladores locales, dueños del recurso. Actualmente, aunque la demanda de pita se ha estabilizado, e incluso ha disminuido, en algunas regiones se empieza a vislumbrar el desarrollo de procesos de organización de la cadena productiva y de comercialización (Edouard 2006).

La planta *Euphorbia antissyphilitica*, mejor conocida como “candelilla”, es otro buen ejemplo del impacto negativo de la extracción sobre las poblaciones naturales.

Su explotación, dirigida a la producción de cera, es importante en la economía de muchos habitantes de zonas desérticas de México, y en algunos casos es su único modo de subsistencia (Canales *et al.* 2006).

A pesar su importancia económica, no hay estadísticas detalladas acerca de la variación histórica de extracción de la cera de candelilla (Hernández 2006). Maldonado (1979) menciona que durante los años setenta alrededor de 8 500 campesinos de 260 ejidos de los estados de Coahuila, Chihuahua, Durango y Zacatecas la explotaban, con una producción media durante ese periodo de 3 000 toneladas de cera al año. Hernández (2006) calcula que dicho nivel de producción corresponde a una extracción de 150 000 toneladas de biomasa anual de esta especie. Para finales de los años ochenta se estimó una producción anual mayor de 4 000 toneladas anuales de cera, lo cual implica que se destruían 200 000 toneladas de planta viva (Cervantes-Ramírez 2002). Actualmente se estima que hay más de 3 500 pequeños productores de cera de candelilla en 230 ejidos de 33 municipios del noreste rural de México (Instituto de la Candelilla 2008). Se trata, pues, de una planta fuertemente afectada por la extracción directa (Cervantes-Ramírez 2002; Hernández 2006).

Esta intensa extracción ha ocasionado que, a pesar de la gran capacidad de regeneración de las plantas, muchas poblaciones naturales hayan sido eliminadas como resultado de la práctica tradicional de explotación del recurso, que implica la destrucción total de la planta, incluidas las raíces (Maldonado 1979; Del Campo 1986; Canales *et al.* 2006). Cervantes-Ramírez (2002) señala que muchos productores locales de cera han agotado las poblaciones naturales cercanas a sus ejidos, por lo que han tenido que trasladarse a propiedades cuyos dueños les cobran derecho de explotación. No obstante, existen evidencias de que es posible implementar programas de manejo racional que pueden mantener las poblaciones naturales, asegurando su explotación a futuro, como se reseña en el recuadro 5.2.

Si bien estos ejemplos aislados difícilmente representan la situación real de la extracción vegetal en México (el énfasis central del Estudio de país), sirven para exponer los elementos generales de este impacto antropogénico y sus repercusiones por el deficiente aprovechamiento del capital natural que estos recursos suponen. Con base en los ejemplos anteriores, los riesgos de la sobreexplotación de estos recursos se pueden resumir en los siguientes términos: *1*] la disminución de las poblaciones silvestres en las áreas forestales por la sobreexplotación y malas prácticas de manejo; *2*] la exacerbación del efecto de extracción por la transformación de los hábitats naturales debido a cambios de uso del suelo; *3*] el hecho de que la mayor parte de la explotación de estos recursos se lleva a cabo de manera ilegal, a veces incluso dentro de áreas naturales protegidas; *4*] los canales de comercialización son inciertos y frecuentemente con desventajas para los productores rurales (véase De los Santos Espinoza *et al.* 2003 para un análisis detallado del caso de la palma xate). Además de esto, muchas comunidades rurales aún no cuentan con niveles de organización apropiados para poner en práctica estrategias de uso sustentable.

Un efecto colateral de la explotación de unos pocos productos forestales no maderables es que las personas que dependen de ellos están en la incertidumbre por las constantes fluctuaciones del precio de los productos en los mercados nacionales e internacionales. Esta situación la han vivido los productores de cera de chicle (*Manilkara zapota*), barbasco (*Dioscorea mexicana*, *D. composita*) y candelilla (Semarnat 2005).

Además de los datos puntuales de explotación de gran magnitud que se han mencionado, poco se sabe de las consecuencias de la extracción de especies no maderables sobre su dinámica poblacional, o de la afectación indirecta de otras especies con las que interactúan de manera mutualista (por ejemplo, polinizadores, dispersores, hongos micorrízicos) o antagónica (herbívoros, patógenos). Como se ha descrito, la información sobre la extracción ilegal de flora no maderable es sumamente escasa y los mejores datos que existen están dispersos y se enfocan fundamentalmente en algunas plantas de importancia ornamental o bien, en el caso de animales, a especies que se utilizan como mascotas. Este aspecto se analiza en detalle en la siguiente sección.

5.5 Tráfico ilegal de especies silvestres

Además de la extracción ilícita de madera, el impacto de la extracción comercial ilegal de fauna silvestre se puede inferir, al menos superficialmente, por el número de especímenes asegurados por la Profepa en el periodo 2001-2005 (Fig. 5.1b), el cual muestra una tendencia irregular, con un pico de casi 207 000 ejemplares extraídos en 2002, mientras que durante el resto del periodo el número oscila entre ~54 000 y ~100 000. Finalmente, la extracción de recursos marinos en términos del volumen de productos pesqueros asegurados en este lapso (Fig. 5.1c) muestra un patrón errático que va de 47 a 5 476 toneladas por año. Al igual que en el caso de la extracción ilegal de ma-

dera, estos datos no son confiables del todo, pero sugieren que la extracción ilegal de flora y fauna en México es de gran magnitud.

Actualmente, el comercio internacional de especies silvestres es un negocio que representa varios miles de millones de dólares cada año (Broad *et al.* 2002; Roe *et al.* 2002), y México es un actor importante en este comercio, tanto en el papel de proveedor como en el de consumidor, como lo revela el balance de importación y exportación (Fig. 5.3). Como se indicó, en los últimos años la Profepa ha realizado un número variable, pero en general grande, de aseguramientos y decomisos de vida silvestre (Fig. 5.1). Sin embargo, la magnitud del tráfico de algunas especies animales, igual que en el caso de las plantas, está muy por encima de las capacidades gubernamentales para detenerlo. Como ejemplo de ello, se estima que los aseguramientos de la Profepa representan un promedio de alrededor de 2% del tráfico ilegal anual de psitácidos (pericos), de manera que la tasa de aseguramientos parece que se relaciona sobre todo con los niveles de esfuerzo de inspección, los cuales generalmente son insuficientes (Cantú Guzmán *et al.* 2007).

En nuestro país existe un marco legal que permite el comercio de algunas especies de acuerdo con esquemas de uso sustentable. No obstante, y a pesar de que hay instrumentos reguladores del comercio internacional, como la Convención Internacional para el Tráfico de Especies de Flora y Fauna Amenazadas (CITES), la situación en México es apremiante. Por ejemplo, en el país hay al menos 16 uniones de pajareros (captores y comerciantes de aves canoras y de ornato) que no operan con el esquema del SUMA (Sistema de Unidades de Manejo, Conservación y Aprovechamiento Sostenible de Vida Silvestre), sino de acuerdo con el de "uso de subsistencia", que no requiere planes de manejo ni estudios previos sobre el estatus de las poblaciones silvestres de las aves sujetas a extracción.

En el plano internacional, muchas especies silvestres mexicanas se exportan ilegalmente a países europeos (Austria, Bélgica, Holanda y República Checa), asiáticos (Japón) y a Estados Unidos. Un alto porcentaje de las exportaciones a Europa y Asia se hacen por el territorio estadounidense. Un ejemplo de esta situación es el caso de dos norteamericanos detenidos en su país en 1999 por introducir ilegalmente a Texas 21 000 plantas de ocotillo (*Fouquieria splendens*) procedentes del norte de México (Jordan y Sullivan 2003). El caso de los cactos es ilustrativo del tráfico ilegal de plantas en el ámbito global. Se ha documentado que este grupo de plantas, muchas de las cuales se extraen en México, representa un comercio de unos 7 a 8 millones de especímenes por año, con valores que generalmente varían desde unas decenas hasta varios cientos de dólares por ejemplar (CCA 2005), con casos excepcionales como *Mamillaria luethyi*, que puede llegar a costar 1 000 dólares (Hernández 2006). Otras especies comúnmente comercializadas en o desde México son las orquídeas, palmas, cícadas, tarántulas y aves canoras y de ornato.

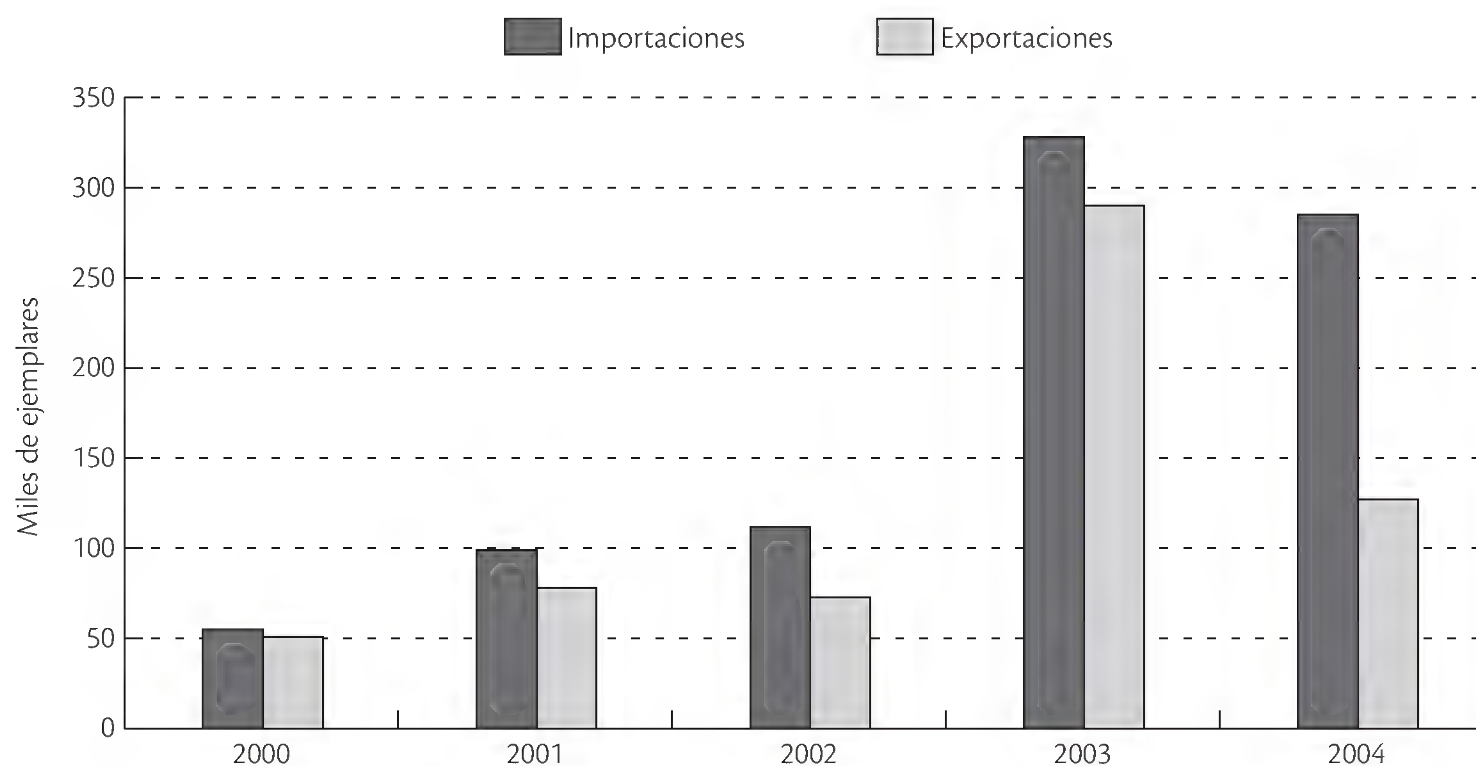


Figura 5.3 Importaciones y exportaciones de ejemplares vivos de flora y fauna silvestres en México durante el periodo 2000-2004. Fuente: Reuter y Habel (2004).

El comercio inmoderado de flora y fauna silvestres pone en riesgo a numerosas especies no solo por la sobreexplotación, sino también por la dispersión potencial de enfermedades infectocontagiosas. Al respecto, en el año 2000 el Consejo Consultivo Nacional de Sanidad Animal (Conasa) identificó 203 enfermedades infecciosas en reptiles, aves y mamíferos en el país, de las cuales 25 eran exóticas y siete de alto riesgo, de acuerdo con la Oficina para las Enfermedades Epizoóticas (CCA 2005).

La demanda de especies silvestres para ornato entre la población urbana de México y otros países constituye el motor del tráfico ilegal a pesar de sus altos precios. Por ejemplo, una guacamaya roja (*Ara macao*) puede alcanzar hasta 2 000 dólares en el mercado negro de Estados Unidos o Europa; un loro de nuca amarilla (*Amazona ochrocephala*) se cotiza hasta en 500 dólares, y ciertas palmas y cícadas las pueden comprar en más de 300 dólares coleccionistas o diseñadores de paisaje (Cantú Guzmán *et al.* 2007).

A continuación se presenta la situación de tres grupos de plantas que históricamente han sido amenazadas en México, y de las cuales existe información que ilustra los patrones emergentes de comercio ilegal de plantas: cícadas (Zamiaceae), orquídeas (Orchidaceae) y cactos (familia Cactaceae). Estos grupos son de particular importancia porque un número importante de sus especies están protegidas por la norma oficial mexicana NOM-059-2001 (Semarnat 2002), situación que refleja el serio problema que ocasiona o potencia su extracción.

5.5.1 Cícadas

Sin duda, las cícadas representan uno de los grupos de plantas que está en mayor riesgo en México y en el mundo, dado el endemismo y la riqueza de especies de esta familia en nuestro país. De las cerca de 300 especies que componen este grupo, casi 52% están clasificadas por la UICN como amenazadas en su medio natural (Donaldson 2003). Se conoce que en los últimos años el número de especies registradas en el comercio ilegal ha ido en aumento en todo el mundo. La extracción de cícadas para comercio, en sinergia con la destrucción de su hábitat, ha potenciado el hecho de que estas se encuentren en grave peligro de extinción local o global.

En el ámbito global, en los últimos 20 años el número de taxa comercializados ha mostrado un aumento notable, con una trayectoria de cambio de 60 especies comercializadas en 1979 a casi 200 especies en 2001. Si bien este aumento se relaciona con la descripción de nuevos taxa, es evidente que su inserción ilegal en los mercados internacionales como plantas de ornato ha aumentado la presión sobre las poblaciones en el medio silvestre, debido a su rareza natural y a que generalmente estas especies están representadas por poblaciones únicas y pequeñas, distribuidas en regiones geográficas restringidas (Carabias *et al.* 2000).

En el país existen 44 especies de cícadas representadas por tres géneros: *Ceratozamia*, *Dioon* y *Zamia;* México es el mayor poseedor de especies en América, y el segundo mayor en diversidad en todo el planeta, solo superado por Australia (77 especies). Todas las especies mexicanas están clasificadas como en peligro de extinción en la NOM-059-SEMARNAT-2001 (Semarnat 2002). Además, 56% de las especies de cícadas mexicanas se encuentra en las categorías de "críticamente en peligro" y "en peligro", según la UICN (IUCN 2007). Si bien se podría argumentar que tal concentración de especies de cícadas mexicanas clasificadas como seriamente amenazadas (Fig. 5.4) es simplemente un efecto del alto número de especies que existen en el país, podemos sugerir que este no es el caso. Al graficar la cantidad total de especies contra el número de especies clasificadas como "críticamente en peligro" y "en peligro" en diferentes países (Fig. 5.5), vemos que México posee una cifra inusual: 59% de las especies. Este valor se encuentra, estadísticamente hablando, por arriba de lo esperado, lo cual demuestra que, más allá del efecto de la riqueza de especies, hay un efecto de amenaza importante sobre las cícadas. Esta magnitud de amenaza es mayor a la que muestra Sudáfrica (49% de las especies), donde la

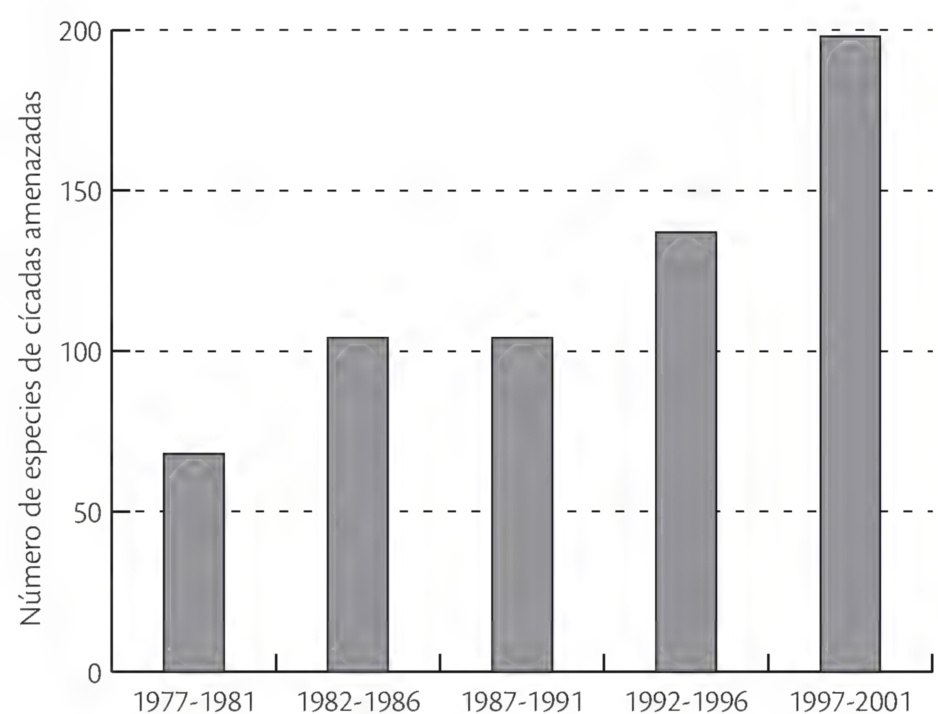


Figura 5.4 Especies de cícadas objeto de comercio por intervalos entre 1977 y 2001.
Fuente: NOM-059-SEMARNAT-2001 (Semarnat 2002).

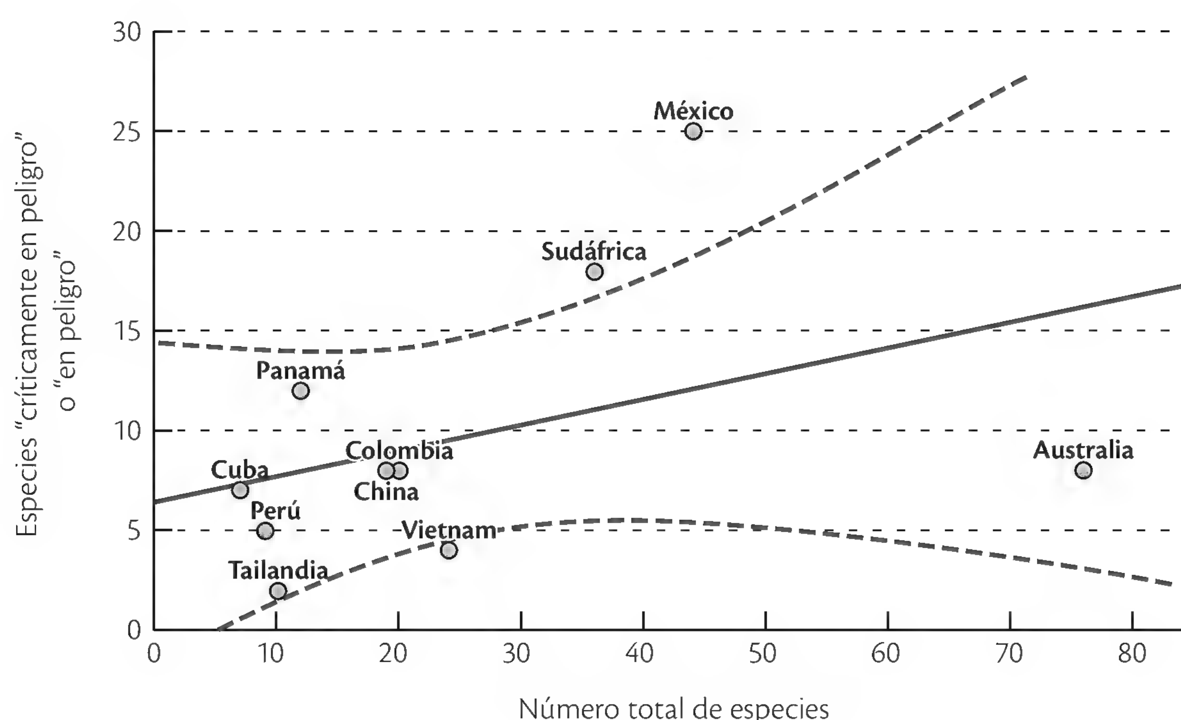


Figura 5.5 Relación entre la riqueza y el número de especies de cícadas seriamente amenazadas en varios países, según la UICN. Fuente: Donaldson (2003).

extracción de cícadas es sumamente intensa (Donaldson 2003), y contrasta aún más con Australia, país con una gran riqueza de especies (77) pero con solo ocho (10.3%) de ellas en alguna categoría de amenaza.

Por otra parte, hay razones para pensar que esa inusual concentración de especies amenazadas se deba en gran medida a la sobreexplotación. En México, si bien la destrucción del hábitat supone un riesgo de extinción para poco más de la mitad de las especies que se consideran amenazadas, la sobrerrecolecta representa un riesgo casi comparable (Fig. 5.6), ya que para 45% de dichas especies esto constituye el principal factor de disminución de sus poblaciones naturales. Destacan los casos de *Dioon sonorense, D. merolae, D. spinulosum, Ceratozamia norstogii, C. miqueliana y Zamia furfuracea*, especies a las que la sobrerrecolecta para el mercado en México ha mermado considerablemente sus poblaciones silvestres (Donaldson 2003; Stevenson *et al.* 2003), mientras que la extracción de *Dioon holmgrenii, Zamia lacondona, Z. purpurea* y *Z. vasquezi* constituye una amenaza para sus poblaciones debido a la demanda del comercio internacional.

Cerca de 20% de las especies de cícadas en el mundo son endémicas de México, e incluso algunos autores han considerado a México como el centro de diversidad de este grupo (Stevenson *et al.* 2003). Esto confiere al país una responsabilidad grande en la conservación de este grupo de plantas, ya que la extracción desmedida de individuos de las especies endémicas pone en riesgo la diversidad global de esta familia. La figura 5.6 muestra que la sobrerrecolecta afecta el total de las especies endémicas, y que 60% de las especies sobrerrecolectadas son de distribución extremadamente restringida: 25% de distribución puntual y 35% local. El restante 40%, también sobrerrecolectado, corresponde a especies de distribución regional. Por otra parte, el impacto de la extracción puede ser sumamente fuerte dependiendo de las características ecológicas de la especie en cuestión, con mayor vulnerabilidad en el caso de las especies de distribución muy restringida y que dependen de otras especies (como sus polinizadores), también vulnerables al impacto antropogénico. Por ejemplo, en el caso de *Zamia inermis*, especie de la cual se conoce una sola localidad (un potrero) y que está representada globalmente por unas pocas decenas de individuos, el riesgo de extinción es más serio aún dado que aparentemente ha desaparecido el insecto polinizador específico, por lo que no existen semillas fértiles ni individuos juveniles que se recluten y renueven la población en condiciones naturales (Vovides *et al.* 1997).

5.5.2 Orquídeas

La familia de las orquídeas es uno de los grupos taxonómicos más diversos morfológicamente y con el mayor número de especies: se estima en alrededor de 25 000 (Dressler 1990). Históricamente, las orquídeas han sufrido el deterioro de sus poblaciones naturales por la deforestación, la fragmentación y sobre todo la extracción masiva de plantas enteras (Koopowitz 1992; Williams-Linera *et al.* 1995; Sosa y Platas 1998); la extracción es motivada

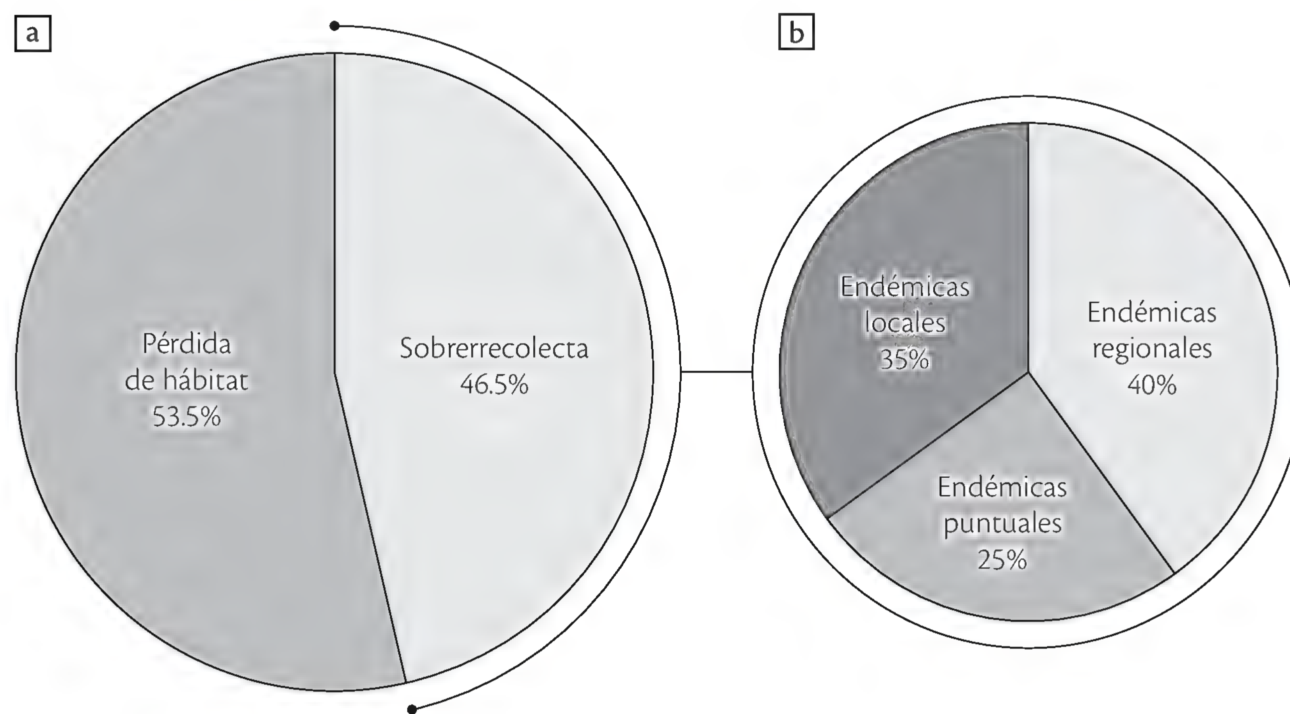


Figura 5.6 ***(a)*** Especies de cícadas afectadas por pérdida de hábitat y sobrerrecolecta en México. ***(b)*** Porcentaje de cícadas con diferentes tipos de endemismos amenazadas por la sobrerrecolecta.

por su alto valor hortícola y comercial, lo que en general promueve su recolecta ilegal.

La flora orquideológica de México comprende más de 1 200 especies y subespecies, distribuidas en 164 géneros (Hágsater *et al.* 2005). Una de sus características más sobresalientes es la alta proporción de endemismos, ya que se han registrado 444 especies o subespecies endémicas que corresponden aproximadamente a 40% del total de taxa registrados en el país (Soto-Arenas 1996). De estas, 181 especies se encuentran en alguna categoría de riesgo, de acuerdo con la norma oficial vigente NOM-059-SEMARNAT-2001, y 74 de ellas se consideran amenazadas o en peligro de extinción. La extracción ilegal es un importante factor de disminución de las poblaciones naturales.

En México, la recolecta y venta de orquídeas silvestres está prohibida. Sin embargo, la extracción para venta local e internacional es uno de los mayores problemas para la conservación de este grupo. Se estima que el tráfico ilegal de orquídeas entre 1993 y 1996 fue de 9 a 12 millones de plantas, mientras que legalmente solo se comercializaron 152 000 de ellas (Flores y Brewster 2002). Además de la extracción de individuos completos, el corte de flores puede tener consecuencias críticas en la producción de semillas de las poblaciones silvestres, incluso en algunos sitios las poblaciones están en declive por el bajo o escaso reclutamiento de nuevos individuos (Hernández 1992).

Un ejemplo típico de la extracción de orquídeas es el de *Laelia speciosa*, la cual produce flores grandes, de 10 a 16 cm de diámetro, y se considera una de las especies más hermosas del género y la orquídea silvestre más ampliamente recolectada en México por su valor ornamental y cultural (Halbinger 1993; Soto-Arenas 1996). Se estima que solo en el estado de Michoacán anualmente se extraen alrededor de 6 000 plantas o segmentos de plantas (lo cual en general también tiene consecuencias letales para la planta) (Ávila Díaz y Oyama 2002). Se considera que el número de flores con uno o dos pseudobulbos vendidas en la ciudad de México es del orden de miles a cientos de miles cada temporada, ya que, en la época de máxima floración, se estima que se venden alrededor de 1 500 flores diariamente (Ávila Díaz y Oyama 2002). Además de la extracción con fines ornamentales, en Michoacán se cortan grandes cantidades de esta planta con fines religiosos y artesanales (Ávila Díaz y Oyama 2002). Otro ejemplo local de la magnitud de la extracción ilegal de orquídeas es el que presentan Flores-Palacios y Valencia-Díaz (2007), quienes durante 85 semanas censaron un punto de venta ilegal de plantas silvestres en Xalapa, Veracruz, lo que hizo evidente que las orquídeas fueron el grupo más comercializado, pues representan 81% del total, correspondiente a una oferta de 7 100 ejemplares de 167 especies, dos de ellas endémicas del estado de Veracruz. Dicho estudio enfatiza que cada uno de los ejemplares cuantificados fue extraído ilegalmente de su medio natural y comercializado sin ningún tipo de regulación. Estos casos, si bien puntuales en su ubicación, dejan ver que el impacto de la extracción de orquídeas en el país debe ser de gran magnitud.

5.5.3 Cactos

México es el país con mayor concentración de especies de cactos en el mundo: se tienen registradas más de 550, de las cuales alrededor de 74% son endémicas (Hernández 2006). Sin embargo, las regiones áridas y semiáridas, pero en particular la zona norte-centro del país, también poseen las concentraciones más altas de cactos amenazados del mundo (Hernández y Bárcenas 1995, 1996). Actualmente, la NOM-059-SEMARNAT-2001 (Semarnat 2002) incluye 285 especies de cactos en alguna de sus categorías de protección, de las cuales 58% se considera que ameritan protección especial, 31% están amenazadas y 11% se registran como en peligro de extinción. De las especies que se encuentran en estas categorías, 86% corresponde a especies endémicas de México, donde la extracción ilegal es el problema fundamental, responsable del deterioro de numerosas poblaciones naturales de esta familia (Glass 1998).

A pesar de que hay una gran cantidad de viveros que propagan cactos para su comercio legal, la extracción y el comercio ilegal de individuos muestran cifras alarmantes. Por ejemplo, entre 1996 y 2000 las autoridades de México y Holanda incautaron más de 8 000 especímenes de cactos mexicanos, pues este último país es un importante consumidor de dichas plantas (Robbins 2003). Otros 1 180 cactos se aseguraron en puertos de Estados Unidos, todos ellos presumiblemente extraídos de su hábitat natural (Robbins 2003). En 2004 la Profepa hizo un aseguramiento de 240 cactos en el Aeropuerto Internacional de la Ciudad de México, y se determinó que los especímenes de *Aztekium ritterii, Obregonia denegrii* y *Ariocarpus* spp., endémicos de México, aunque protegidos por las leyes mexicanas y el CITES, habían sido extraídos ilícitamente de su hábitat natural (Profepa 2004). Dichos cactos, con un valor aproximado de 29 dólares por pieza, tenían como destinos de comercialización Alemania, Austria, Holanda, Bélgica y República Checa. Otras especies que se comercian ilegalmente y que aparecen con frecuencia en aseguramientos son las siguientes: *Ferocactus latispinus*, *Ariocarpus kotschoubeyanus*, *Mammillaria carmenae*, *Astrophytum myriostigma* y *Aztekium hintonii.*

En el periodo de 1996 a 2000, cinco estados mexicanos reportaron 78% de todos los aseguramientos de cactos llevados a cabo por la Profepa (Fig. 5.7). La ciudad de México lleva la delantera en el número de incautaciones de esas plantas (28% de los aseguramientos), seguida de Morelos, Yucatán, Nuevo León y Puebla. Curiosamente, los Países Bajos constituyen un punto de aseguramiento

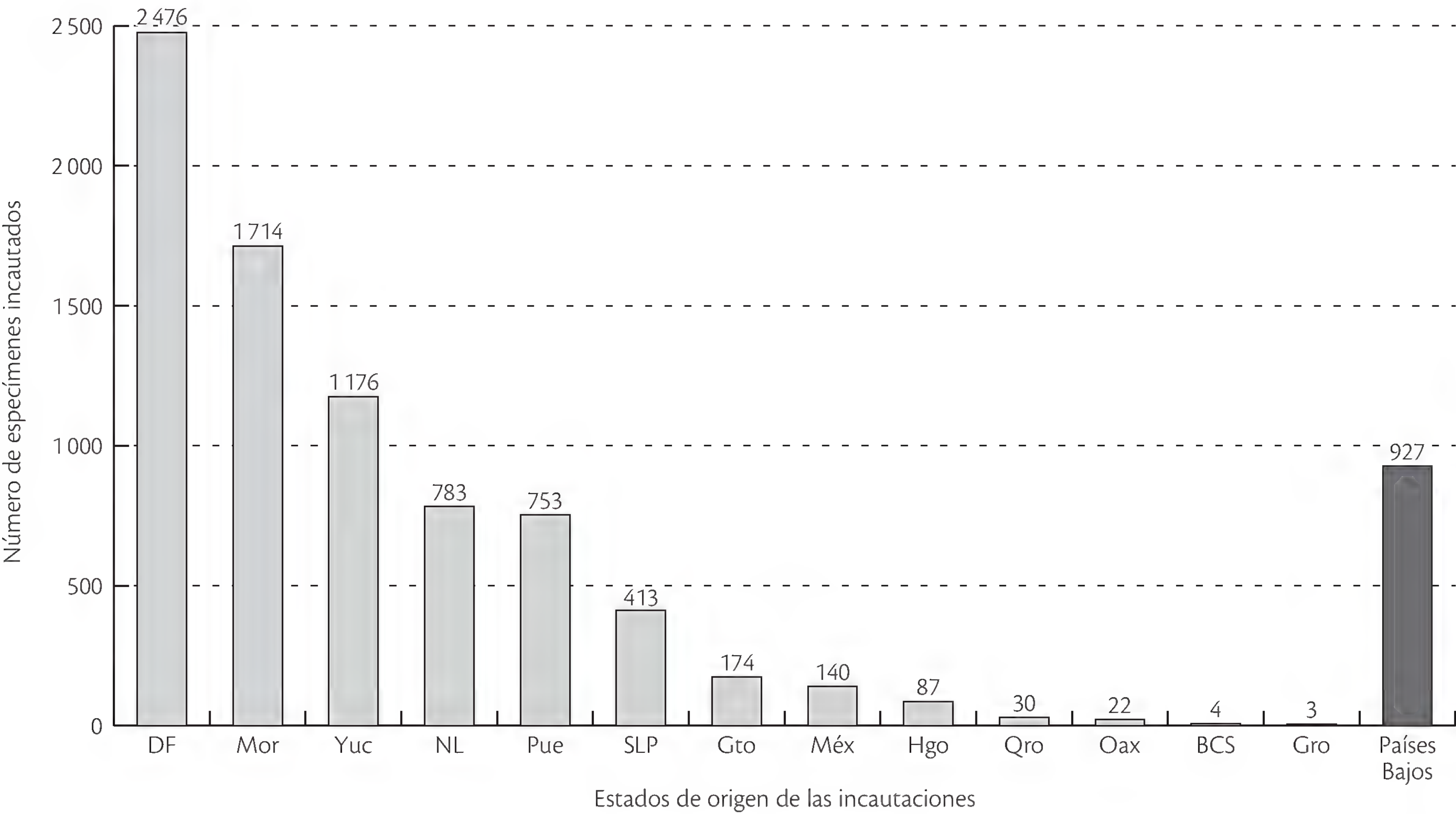


Figura 5.7 Aseguramientos de cactos por entidad federativa en el periodo 1996-2000. Se incluye el caso de los Países Bajos como punto de comparación. Fuente: Robbins (2003).

importante de cactos de México, ubicándose en un nivel apenas rebasado por el Distrito Federal, Morelos y Yucatán (Robbins 2003).

Si bien la información presentada sugiere que en general el impacto de la extracción de cactos es de grandes proporciones en el país, dicho impacto varía entre las especies. Por ejemplo, algunas de ellas son especialmente susceptibles a la extracción, como en el caso de *Lophophora williamsii*, conocido como peyote, que antes se extraía con fines ceremoniales. Esta es una especie para la cual las preocupaciones de conservación están más que justificadas, dado el volumen de plantas aseguradas y la presión persistente y la demanda de poblaciones silvestres. La reputación del peyote como un alucinógeno natural contribuye a la recolección ilegal de plantas silvestres, como es evidente en la incautación de 921 kg en México durante un periodo de cinco años. La cosecha ilegal continua de peyote representa una amenaza para la conservación de la especie y para la subsistencia o las necesidades espirituales de las culturas indígenas que se basan en estas plantas silvestres para uso tradicional. Por otro lado, el *Cephalocereus senilis*, un cacto columnar de gran belleza, del cual entre 1996 y 2000 se incautaron 580 especímenes de recolección silvestre, es particularmente sensible a la cosecha debido a su biología reproductiva (Robbins 2003). Este cacto, cuyas poblaciones están confinadas a unos cuantos barrancos de la zona árida de Querétaro e Hidalgo, genera un solo tallo del cual surgen flores para producir frutos y semillas (Robbins 2003). La amputación de este tallo de las plantas sexualmente maduras puede impedir la producción de flores y semillas, cuya reducción prolongada puede afectar considerablemente la capacidad de regeneración de las poblaciones. Por tanto, el resultado de esto no necesariamente sería el aniquilamiento de plantas individuales de sus poblaciones naturales, aunque el impacto ecológico o genético de este tipo de extracciones no se ha estudiado.

Otra amenaza importante para muchas poblaciones de cactáceas mexicanas es el ingreso reciente al país de la plaga de *Cactoblastis cactorum* por la Península de Yucatán (Zimmermann *et al.* 2000). Esta plaga ha tenido efectos devastadores en numerosas poblaciones de cactáceas de otros países de América Latina (Zimmermann *et al.* 2000, 2004), por lo que sin duda será importante que las autoridades ambientales mexicanas tomen medidas efectivas para evitar la diseminación de esta plaga, utilizando las proyecciones de las rutas de dispersión elaboradas por la Conabio (Zimmermann *et al.* 2000, 2004).

5.6 Extracción de animales: cacería

Desde tiempos precolombinos, los habitantes del continente americano han utilizado una gran variedad de animales con múltiples propósitos (Robinson y Redford 1991; Ojasti y Dallmeier 2000; Silvius *et al.* 2004). En todo México, las comunidades rurales han extraído fauna silvestre durante siglos (Leopold 1959; Pérez-Gil *et al.* 1995). Los aztecas y los mayas, por ejemplo, utilizaban numerosos vertebrados como proveedores de carne, pieles, plumas, huesos, grasa y aceites, pigmentos, productos medicinales y otros materiales consumidos localmente o intercambiados por otros bienes (Morley 1977; Fagan 1984). En la actualidad, una parte importante de los habitantes del medio rural mexicano todavía utilizan algunos animales silvestres como fuente de alimento y pieles (March 1987; Aranda 1991; Jorgensen 1995; Escamilla *et al.* 2000; Naranjo *et al.* 2004). La gran mayoría de los usuarios de fauna silvestre son pobladores rurales de muy bajos ingresos económicos (Pérez-Gil *et al.* 1995), quienes aprovechan la carne y frecuentemente también la piel y las vísceras de sus presas para alimentar a sus familias y en ocasiones para venderlas dentro de sus propias comunidades o en poblados cercanos (March 1987; Mandujano y Rico-Gray 1991; Jorgensen 1993; Escamilla *et al.* 2000; Naranjo 2002). No obstante, el impacto del uso de la fauna sobre las poblaciones silvestres apenas comienza a documentarse en México y en el resto de Latinoamérica (Robinson y Bennett 2000; Silvius *et al.* 2004).

Estudios realizados en el sur de México durante la última década demuestran que en los bosques tropicales de la región se utilizan más de 60 especies de mamíferos, aves y reptiles para obtener carne, pieles, plumas, huesos, aceites, pigmentos, sustancias medicinales y otros materiales que se consumen o comercian localmente. Dos muestras de lo anterior se observan en los estudios de Escamilla *et al.* (2000) y Naranjo *et al.* (2004) en el sureste del país. En el primero, los autores encontraron que los habitantes de tres comunidades de la región de Calakmul, Campeche, extrajeron 7.4 toneladas de biomasa de 18 especies de vertebrados terrestres, principalmente mamíferos, durante un año. En el segundo estudio, realizado durante un periodo similar en la Selva Lacandona, Chiapas, se observó que 190 cazadores de cinco comunidades indígenas y mestizas extrajeron un total de 782 animales (4.1 animales por cazador), la mayoría de ellos tepezcuintles (*Agouti paca*), pero también especies de mayor tamaño como tapires (*Tapirus bairdii*; n = 5) y jaguares (*Panthera onca*; n = 2) entre los mamíferos, así como

hocofaisanes (*Crax rubra*) y pericos (*Amazona* spp.) entre las aves. Esta magnitud de extracción corresponde a 8.2 toneladas de carne (43.2 kg/cazador) de 32 especies de mamíferos, aves y reptiles durante un año. Sin embargo, seis especies de mamíferos (tepezcuintle, tapir, pecarí de collar, pecarí de labios blancos, venado cola blanca y venado temazate) contribuyeron con casi 87% del peso total de fauna aprovechada en las cinco comunidades (Naranjo *et al.* 2004; Fig. 5.8). Si esta magnitud de extracción y la proporción de cazadores respecto a la población total (12% en promedio) fueran similares en el conjunto de comunidades rurales de la Selva Lacandona, podríamos esperar una captura de hasta 100 000 animales silvestres (más de 1 000 toneladas de carne), utilizados cada año por los aproximadamente 200 000 habitantes y 24 000 cazadores de las mismas comunidades.

Estos y otros estudios menos sistemáticos en áreas tropicales de México han demostrado que entre las especies con mayor presión de caza se encuentran los herbívoros y omnívoros de mayor talla de cada clase de vertebrados, como venados (*Odocoileus virginianus* y *Mazama* spp.), pecaríes (*Tayassu* spp.), tapires (*Tapirus bairdii*), tepezcuintles (*Agouti paca*) y armadillos (*Dasypus novemcinctus*) en cuanto a mamíferos; pavos (*Meleagris* spp.), cojolitas (*Penelope purpurascens*), hocofaisanes (*Crax rubra*), patos (Anatidae) y tinamúes (Tinamidae) entre las aves; iguanas (*Iguana iguana* y *Ctenosaura* spp.) y tortugas de agua dulce (*Chelonia*) entre los reptiles. Sin embargo, las especies carnívoras grandes también están sujetas a la presión de la cacería, con frecuencia por el daño real o potencial que pueden causar a los animales domésticos y a los habitantes de comunidades rurales. Entre estas últimas se encuentran comúnmente los grandes felinos como el jaguar (*Panthera onca*), el puma (*Puma concolor*) y el ocelote (*Leopardus pardalis*); el coatí (*Nasua narica*), el mapache (*Procyon lotor*), águilas y halcones (especies de Accipitridae y Falconidae), cocodrilos (*Crocodylus* spp.) y caimanes (*Caiman crocodylus*).

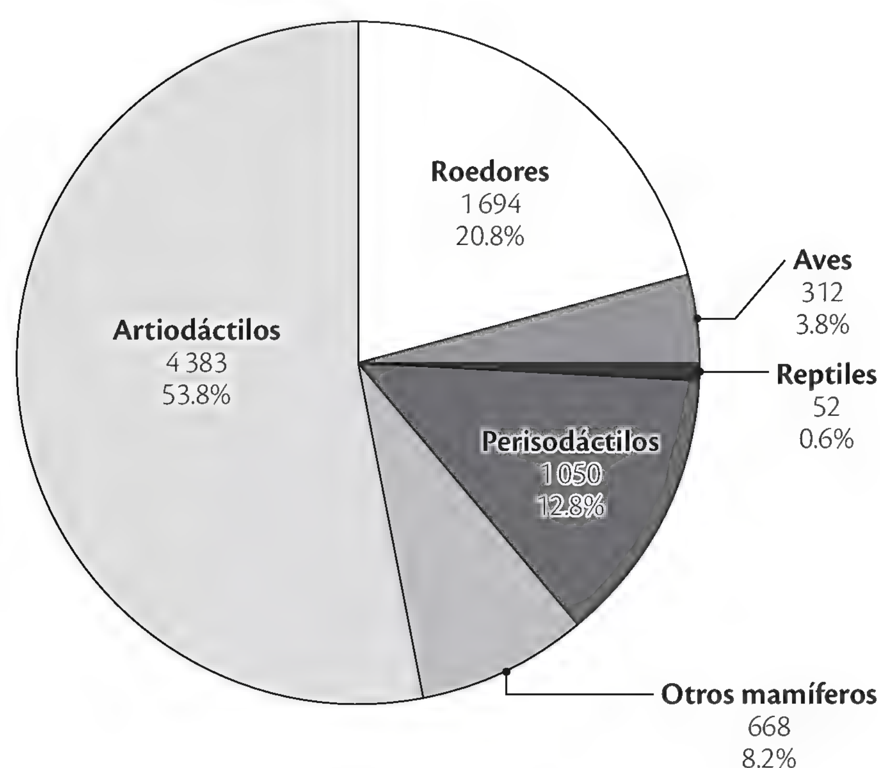


Figura 5.8 Volumen (kg) y porcentaje de biomasa extraída de vertebrados silvestres en cinco comunidades de la Selva Lacandona, Chiapas, durante un año. Fuente: Naranjo *et al.* (2004).

Un grupo en particular asediado por la caza es el de los pericos y guacamayas (psitácidos), del cual 20 especies se encuentran oficialmente en alguna categoría de riesgo: seis en peligro de extinción, 10 amenazadas y cuatro bajo protección especial. De acuerdo con Cantú Guzmán *et al.* (2007), se capturan entre 65 000 y 78 500 pericos cada año, de los cuales más de 75% mueren antes de llegar al consumidor final; es decir, entre 50 000 y 60 000 cada año. Se sabe que entre 86 y 90 por ciento de los pericos mexicanos que se capturan son para comercio interno (Cantú Guzmán *et al.* 2007).

En pocos casos se ha podido analizar en detalle el estado de las poblaciones silvestres de algunas especies de vertebrados y, en estos ejemplos, la información apunta a un problema de afectación considerable que guarda similitud con el "síndrome del bosque vacío" (Redford 1992), donde la apariencia externa de la vegetación parecería saludable a pesar de que existe un alto grado de defaunación (*sensu* Dirzo y Miranda 1991). Un estudio ilustrativo de esta situación se desarrolló en la parte norte de la Sierra de Los Tuxtlas, donde ocurrió la extinción local de especies como el águila arpía, la guacamaya roja, el jaguar, el puma, el tapir y el mono araña, así como una drástica disminución de otras especies como el venado cola blanca, el venado temazate y los pecaríes de collar y de labios blancos (Dirzo y Miranda 1991). En el caso de estas últimas cuatro especies, es posible que sus poblaciones locales en esa zona ya estén próximas a la extinción, dada su bajísima probabilidad de registro por métodos como la detección de sus huellas en transectos estandarizados, avistamientos diurnos y nocturnos y observación casual por investigadores y estudiantes. Los trabajos sobre defaunación antes citados sugieren que el fenómeno de afectación en las poblaciones de vertebrados, en particular de los mamíferos, no es aleatorio. Toda la evidencia sugiere que el proceso de defaunación es selectivo, con un mayor grado de afectación sobre las especies de tamaño mediano a grande, y un impacto menor, o incluso un efecto positivo, sobre muchas de las espe-

cies de talla más pequeña, en particular de pequeños roedores (Mendoza y Dirzo 2007). Esta situación de defaunación selectiva hace evidente que el impacto humano directo tiene un mayor efecto sobre los vertebrados herbívoros y omnívoros, así como sobre los animales carnívoros y carroñeros que se encuentran en la cúspide de las cadenas tróficas.

Otro caso notable de defaunación que, aunque no está cuantificado, salta a la vista en el altiplano central del país es la venta de numerosos ejemplares vivos y muertos de víboras de cascabel (*Crotalus* spp.), aves rapaces (por ejemplo, *Buteo* spp.), aves canoras y mamíferos carnívoros (zorros y coyotes) en sitios como las inmediaciones de Matehuala, en el estado de San Luis Potosí, sobre la autopista federal 57. Es claro que las autoridades ambientales están al tanto de esta situación, pues en dicha región existen avisos que advierten a posibles compradores sobre los riesgos de cometer un delito federal al adquirir animales silvestres. Sin embargo, es necesario que tanto la Semarnat como la Profepa promuevan a corto plazo acciones más efectivas para controlar el saqueo de fauna en esta región, posiblemente gestionando opciones económicas para las personas dedicadas a esta actividad ilícita y aplicando las leyes respectivas a los infractores.

El impacto selectivo sobre la fauna silvestre lo generan factores extrínsecos e intrínsecos (Dirzo 2001). Entre los primeros se encuentran las preferencias de los cazadores por animales de mayor talla, su valor alimenticio, la facilidad para encontrarlos en el campo y la existencia de conflictos entre asentamientos humanos y fauna, como el hecho de que depredadores de talla grande (por ejemplo, jaguares, pumas y ocelotes) incursionen en las poblaciones para cazar animales domésticos. Entre los factores intrínsecos se incluyen: tasa de crecimiento poblacional de la fauna, longevidad y edad en la que alcanzan la madurez sexual. En estudios acerca de la fauna de Los Tuxtlas y de la Selva Lacandona, estos factores demográficos intrínsecos de los animales de talla mayor se correlacionan positivamente con la probabilidad de que las especies sean afectadas por la cacería, y de manera negativa con la de que sean detectadas en su ambiente natural por medio de los métodos típicos de monitoreo de estas especies.

Las consecuencias ecológicas de la defaunación han sido poco estudiadas en México. Sin embargo, se puede especular que si hay especies que dependen de estos vertebrados para su existencia o mantenimiento, se podrían esperar situaciones de coextinción (local al menos), incluyendo la pérdida de especies asociadas, como ectoparásitos invertebrados, insectos coprófagos y animales carroñeros, como ha ocurrido en otros sitios afectados por la defaunación (Andresen y Laurance 2007). Por otra parte, en la medida en que algunas de estas especies dañadas por la extracción directa desempeñan algún papel importante en la comunidad natural, se puede esperar que en su ausencia algunos aspectos estructurales y funcionales de las comunidades naturales también se vean perturbados. Por ejemplo, la cacería de monos, que actúan como agentes dispersores de las semillas de algunas especies de plantas, pone en riesgo la capacidad regenerativa de varias especies de árboles tropicales de dispersión zoocora. En Los Tuxtlas, por ejemplo, se ha observado una capacidad de reclutamiento limitada con un déficit de hasta 50% de las especies de dispersión zoocora en sitios fragmentados donde la incursión de cazadores es más frecuente, y por consecuencia tales agentes dispersores están ausentes (L. Zenteno y R. Dirzo, datos no publicados). En este mismo sitio, la ausencia de herbívoros vertebrados medianos y grandes del sotobosque tropical trae consigo efectos indirectos sobre la regeneración de la selva, ya que sin estos animales algunas especies vegetales pierden su control natural y logran monopolizar el espacio en el sotobosque a expensas de otras plantas, lo que conduce a una reducción en la diversidad neta de plantas en el sotobosque tropical de sitios defaunados (Dirzo y Miranda 1991). Es previsible, incluso, que tal situación de defaunación selectiva tenga repercusiones sobre algunos servicios ambientales (véase el capítulo 4 de este volumen), como el hecho de que, en ausencia de sus depredadores, ciertas especies (como roedores y algunas serpientes) alcancen niveles y conductas que las vuelvan nocivas al invadir asentamientos humanos y afectar bienes de los pobladores locales, o bien al convertirse en vectores de transmisión de enfermedades, como los cuadros generados por los hantavirus y la leptospira.

En el altiplano y las serranías del norte y centro de México, a diferencia del sur, la cacería deportiva es una actividad económica importante y se centra en un número reducido de especies nativas e introducidas ($n < 20$), entre las que destacan el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), el venado bura (*Odocoileus hemionus*), el borrego cimarrón (*Ovis canadensis*), el pecarí de collar (*Tayassu tajacu*), el ciervo rojo (*Cervus elaphus*), el coyote (*Canis latrans*), los conejos (*Sylvilagus* spp.), el pavo silvestre (*Meleagris gallopavo*), varias especies de palomas (principalmente la paloma de alas blancas, *Zenaida asiatica*) y diversas especies de patos (Anatidae). En el año 2001 existían poco más de 1 100 clubes de caza registrados le-

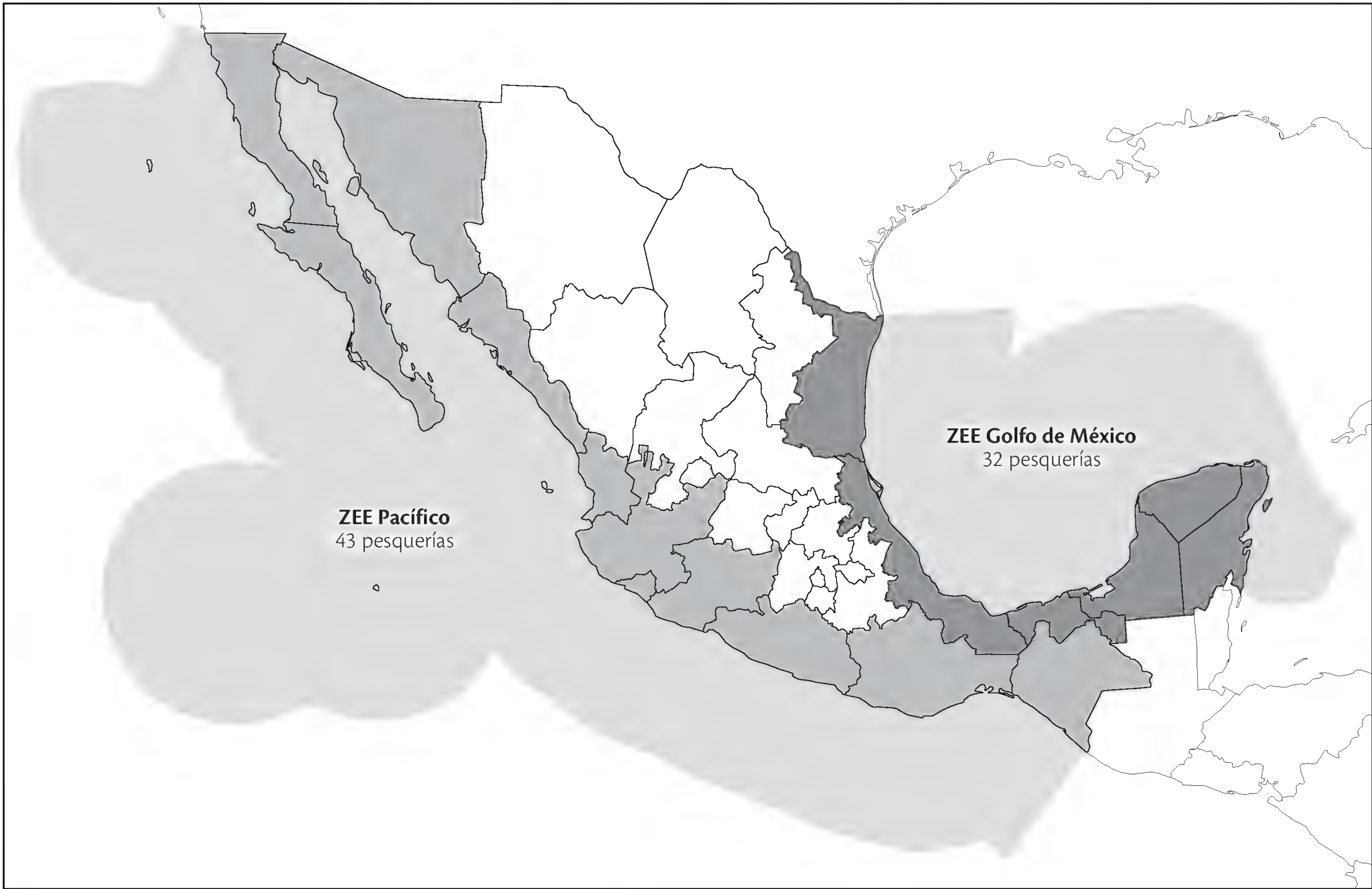
galmente en el país (sobre todo en los estados de la frontera norte), y el mismo año la Semarnat autorizó a 9 803 cazadores deportivos nacionales y extranjeros poco más de 35 000 permisos de caza con un valor aproximado de 8.8 millones de pesos (poco más de 800 000 dólares estadounidenses; Semarnat 2005). En muchos casos, los propietarios de los predios donde se practica la caza deportiva aplican correctamente los planes de manejo de las especies nativas avalados por la Semarnat, lo que les permite obtener ingresos económicos importantes sin menoscabo de las poblaciones de fauna local. No obstante, también se presentan situaciones en las que el aprovechamiento se centra en especies exóticas liberadas en el medio silvestre, lo que posiblemente esté ocasionando disminuciones importantes en la abundancia de algunas especies de fauna nativa debido a la competencia por espacio y alimento. Este es el caso de un número creciente de ranchos cinegéticos en estados del centro y norte del país, donde se ofertan diversas especies de ungulados asiáticos, europeos y africanos (por ejemplo, borrego berberisco, cabra montés, jabalí europeo, íbex y antílopes), que compiten con herbívoros locales (venados, pecaríes y liebres, entre otros) y modifican el hábitat natural. El impacto de este tipo de sistemas cinegéticos aún no ha sido evaluado en México. Sin embargo, es de esperarse que las especies introducidas estén causando un grado de deterioro importante en las comunidades naturales del país (véase el capítulo 6 de este volumen).

5.7 Pesca

México cuenta con importantes recursos pesqueros: en los últimos cinco años ha ocupado el lugar 16 en el mundo en producción, con un promedio de 1.45 millones de toneladas, después de que tuvo un crecimiento acelerado entre 1940 y 1980. La producción total en 2003 fue de 1 565 millones de toneladas, con un valor de 18 360 millones de pesos (alrededor de 1 400 millones de dólares) a precio de playa, que incluyen 207 776 toneladas (13.3%) como producto de la acuicultura. Del volumen pescado, 80% se desembarcó en el litoral del Pacífico, 18.1% en el Golfo de México y el Caribe y 1.9% provino de los cuerpos de agua interiores (Conapesca 2005); sin embargo, datos de aseguramiento y decomiso de recursos pesqueros y marinos por la Profepa, de 2001 a 2005 (Profepa 2006b), muestran, al menos parcialmente, la problemática de la extracción ilegal y la sobreexplotación.

Es bien conocido que, en todo el mundo, muchas poblaciones de peces están sobreexplotadas y los ecosistemas que las sostienen han sido degradados (FAO 2002). Cada vez se reconoce más que las consecuencias de la pesca a gran escala tienen diversos efectos colaterales, como la destrucción del hábitat, la muerte incidental de especies no objetivo, los cambios en la demografía de poblaciones y en la función y estructura de los ecosistemas (Pikitch *et al.* 2004), además de la sobreinversión, el esfuerzo de pesca excesivo y la contaminación multifocal (Arenas y Jiménez 2004). De acuerdo con datos de Myers y Worm (2003), la abundancia de las especies de peces de altos niveles tróficos ha disminuido en más de 90% y la explotación representa más de 30% de la producción marina total. Mediante un análisis de la desaparición local, regional o global de 133 especies acuáticas, Dulvy *et al.* (2003) encontraron que la causa principal de estas extinciones fue la pesca (55%), seguida por la pérdida de hábitat (37%), mientras que otras causas de extinción local estuvieron relacionadas con el impacto de especies invasoras, el cambio climático, la contaminación y las enfermedades. En suma, el impacto negativo de la sobreexplotación pesquera es omnipresente. En México, en particular, se reconoce la explotación pesquera de 589 especies marinas, de las cuales 318 se localizan en el Pacífico y 271 provienen del Golfo de México y del Caribe. Debido a que la gran mayoría de las pesquerías en nuestro país son multiespecíficas, o que algunas especies se distribuyen en varias regiones bien definidas, las 589 especies están agrupadas en 75 unidades de manejo: 43 en el Pacífico y 32 en el Golfo de México y el Caribe (Fig. 5.9) (Sagarpa 2004). No obstante, en la Carta Nacional Pesquera se consigna que de 75 unidades de manejo, 45 (60%) han alcanzado su rendimiento máximo (completamente explotadas) y en 20 (26.7%) se registra sobreexplotación de los recursos pesqueros (Fig. 5.9). Lo anterior significa que 86.6% de nuestras unidades pesqueras marinas ya no pueden ser sujetas de ningún incremento de producción, y muchas de ellas requieren acciones de manejo y protección para detener su deterioro. Por ejemplo, la pesquería de cazón ley, *Rhizoprionodon terraenovae*, se encuentra aprovechada al máximo permisible y está en riesgo de disminuir drásticamente si continúa el mismo esquema de explotación, en el que predomina la captura de organismos inmaduros (90% del total) (Arenas y Díaz de León 1999), lo que con seguridad tiene un impacto demográfico considerable en las poblaciones de esta especie.

De entre los 65 grandes cuerpos de agua dulce de México, se desconoce el estado de las poblaciones pesqueras en 56 de ellos (86%). Del resto, cinco mantienen pobla-



	Número			Porcentaje		
	Pacífico	Golfo de México	Total	Pacífico	Golfo de México	Total
Deteriorada	11	9	20	25.5	28.1	26.7
Aprovechada al máximo (sustentable)	26	19	45	60.5	59.4	60.0
Potencial de desarrollo	6	4	10	14.0	12.5	13.3
Total	**43**	**32**	**75**	**100.0**	**100.0**	**100.0**

Figura 5.9 Distribución y estado de explotación de las unidades de manejo pesquero en México. Fuente: Sagarpa (2004).

ciones en deterioro o han alcanzado su rendimiento máximo sostenible y solo cuatro tienen potencial para incrementar su producción (Sagarpa 2004). En la *Carta Nacional Pesquera* (Sagarpa 2004) se incluyen 103 especies, de las cuales 16 (14 peces y dos anfibios) se consideran amenazadas en el territorio nacional.

La pesca tiene efectos directos, indirectos (pesca incidental) y en los ecosistemas (Reynolds *et al.* 2002). La explotación directa de una especie objetivo ha causado la mayoría de los colapsos de poblaciones de peces que se conocen. En México el ejemplo más claro es el de la totoaba (*Totoaba macdonaldi*), un pez sciánido de gran tamaño, endémico del norte del Golfo de California. En 1942 alcanzó una captura máxima de 2 300 toneladas, para después caer hasta 59 toneladas en 1975. A partir de entonces se prohibió su pesca y quedó sujeta a protección (Cisneros-Mata *et al.* 1995). No obstante, el deterioro de las poblaciones de totoaba se prolongó como resultado tanto de su pesca furtiva como de su captura incidental en redes agalleras y de arrastre, destinadas a la extracción de otras especies, a lo que se suma el deterioro de su hábitat de crianza y desove en el delta del Río Colorado debido a la construcción de presas río arriba (Cisneros-Mata *et al.* 1995).

Casi todos los tipos de pesca realizan una captura incidental. Un ejemplo de ello es el camarón, en cuya pesca en el Golfo de California se extraen casi 10 kg de otras especies de escaso valor comercial (fauna de acompañamiento) por cada kilo del crustáceo. Además de la captura incidental, el uso de muchas artes de pesca tiene un efecto en las comunidades de peces, su hábitat y otra fauna béntica. Al operar redes de arrastre camaroneras, las pesadas compuertas que mantienen la red abierta y pegada al fondo resuspenden el sedimento y lastiman o matan a los invertebrados bénticos, a los cuales posteriormente consumen organismos carroñeros. Esto ha resultado en el decremento de dichos invertebrados y en un impacto negativo de la productividad secundaria del bentos (Reynolds *et al.* 2002). Algunos expertos afirman que las capturas pesqueras han alterado las interacciones bióticas en numerosas regiones al modificar gradualmente la composición de las comunidades, originalmente con abundancia de especies de larga vida y niveles tróficos altos, hacia una predominancia de especies de vida corta y niveles tróficos bajos (Pauly *et al.* 1998). Este impacto sobre la cadena alimentaria aumenta notablemente la probabilidad de que algunas pesquerías se colapsen, por lo que en la actualidad se trata de impulsar un manejo pesquero basado en los ecosistemas y no en una sola especie (Pikitch *et al.* 2004). Un ejemplo ilustrativo de este fenómeno proviene de la costa de Baja California Sur, donde Sala *et al.* (2004) observaron que en 30 años la composición de especies de la captura artesanal fue claramente alterada: disminuyó la talla promedio de las especies en 40 cm y se afectó sobre todo a los depredadores de alto nivel trófico, como los tiburones (Figs. 5.10 y 5.11).

Entre los factores causantes de un mayor impacto sobre las poblaciones pesqueras en aguas mexicanas destaca el enorme esfuerzo pesquero (número de embarcaciones) que se concentra en la zona costera: 94% de la flota nacional y 80% de la pesca total (Hernández y Kempton 2003). Esta estrategia de explotación, estimulada por el Estado mexicano, se reflejó en un marcado crecimiento de la flota artesanal entre 1970 y 1996, de una magnitud de 700%, con lo que se alcanzó en ese último año casi 103 000 pangas. En contraste, la flota industrial mexicana

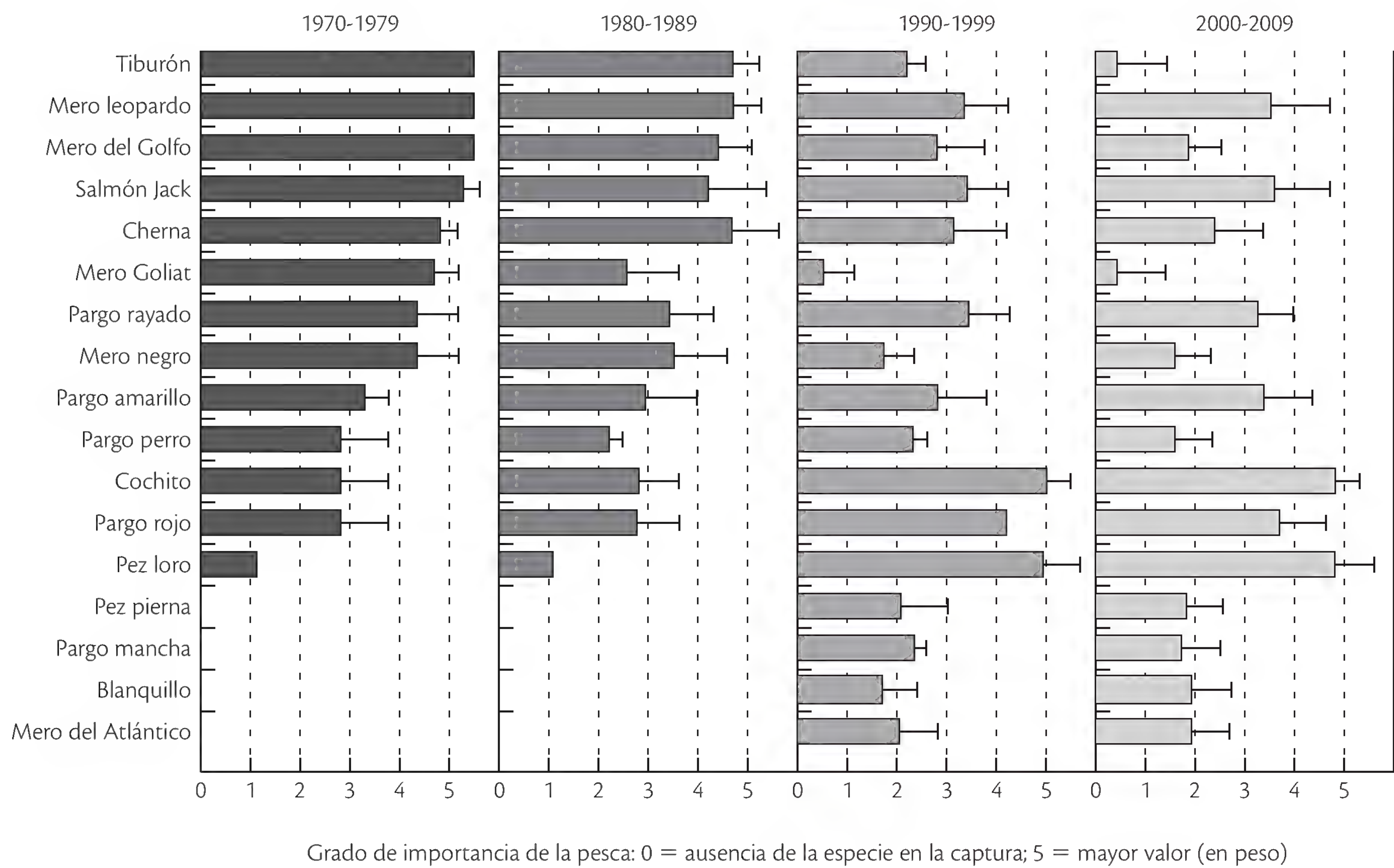


Figura 5.10 Cambios en distintos decenios de la composición específica de las capturas de la pesca artesanal en aguas cercanas a La Paz, Baja California Sur. Fuente: Sala *et al.* (2004).

apenas se duplicó en dicho periodo, de 1 665 a 3 336 embarcaciones. Otro factor de impacto importante en aguas mexicanas es la concentración de la producción pesquera (71%) y la planta industrial asociada (60%) en los estados del Pacífico norte (Conapesca 2005). Esta concentración está ocasionando sobreexplotación y deterioro de los recursos de la región. Finalmente, las políticas pesqueras nacionales han tenido repercusiones negativas en muchas poblaciones sujetas a explotación. Entre las décadas de 1950 y 1980 la pesca cumplió principalmente una función social y su crecimiento fue estimulado por el Estado (Alcalá 2003; Hernández y Kempton 2003). Este crecimiento desproporcionado se asoció con problemas de sobrecapitalización, monopolio de la comercialización, endeudamiento de los armadores, fallas en el control del esfuerzo de captura, así como envejecimiento de las embarcaciones y los equipos, lo que ocasionó conflictos sociales y ambientales que se reflejaron en una sobreexplotación de numerosas especies, hecho reconocido en 1995 por las autoridades del gobierno federal (Hernández y Kempton 2003). Actualmente, los problemas inflacionarios de las últimas décadas, la privatización de la industria paraestatal (con el consecuente desempleo), la falta de capital, las deficiencias en el control de acceso al recurso y la presión social derivada de la pobreza han provocado que el esfuerzo de pesca (legal e ilegal) continúe creciendo.

En las últimas décadas el manejo de las pesquerías en México ha sido ineficiente en la mayoría de los casos, en gran medida porque se ha procurado maximizar la captura de una sola especie, ignorando las consecuencias sobre su hábitat, sus presas y depredadores, y otros componentes e interacciones de los ecosistemas (Pikitch *et al.* 2004). Por ello, es necesario modificar las estrategias de aprovechamiento con una visión más amplia, enfocada en los ecosistemas (Arreguín-Sánchez *et al.* 1993, 2004; Morales-Zárate *et al.* 2004), y tomando en cuenta las dimensiones social, económica y ambiental de las pesquerías con miras hacia la sustentabilidad en el uso de estos recursos (Sosa-Nishizaki 2003).

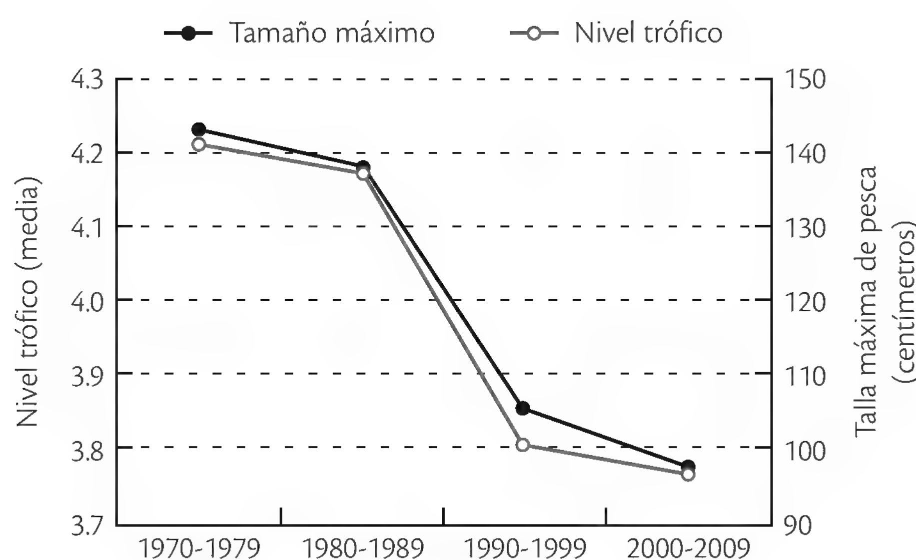


Figura 5.11 Cambios en distintos decenios del nivel trófico y del promedio de la talla máxima de la comunidad de peces capturada por la pesca en aguas cercanas a La Paz, Baja California Sur. Fuente: Sala *et al.* (2004).

5.8 Afectación por contaminación

La contaminación de origen orgánico e inorgánico, si bien no es un mecanismo de extracción directa de las especies, es un importante factor de deterioro para la flora y fauna terrestres y acuáticas. En el caso de los ecosistemas marino-costeros, se han detectado evidencias de contaminación por hidrocarburos en la biota del Golfo de México, principalmente en nemátodos de vida libre, macrofauna béntica, ostiones y bagres. Por ejemplo, en ostiones (*Crassostrea virginica*) de la Laguna de Términos, Campeche, se encontraron concentraciones promedio de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) de 1 900 ng g^{-1}, en tanto que en bagres (*Ariopsis assimilis*) de Chetumal, Quintana Roo, se detectaron hasta 77 000 ng g^{-1} de estos mismos compuestos (Gold 2004). Además, estos bagres presentaron lesiones histológicas y tumores hepáticos cuya prevalencia se pudo asociar a la concentración de contaminantes orgánicos de HAP y plaguicidas en el hígado (Noreña-Barroso *et al.* 2004).

Núñez (1996) analizó las concentraciones de metales altamente tóxicos como arsénico, cadmio, mercurio y plomo en dos especies de tiburones, *Carcharhinus limbatus* y *Rhizoprionodon terraenovae*, importantes para las pesquerías a escala nacional. Sus resultados mostraron valores por arriba de los parámetros recomendables para el consumo humano. En la especie pesquera comercial más importante del Golfo de México, el camarón blanco (*Litopenaeus setiferus*), se han encontrado concentraciones promedio de 11.2 μg g^{-1} de plomo (peso húmedo), 76.2 μg g^{-1} de cobre, 13.4 μg g^{-1} de cadmio y 9.5 μg g^{-1} de cromo (Vázquez *et al.* 2001). Botello (1996) realizó un estudio en la Laguna El Yucateco, Tabasco, de metales en distintas especies de peces y reportó que las concentraciones de plomo para la mojarra prieta *Cichlasoma friedrichsthali* fueron las más altas conocidas para peces (15.68 μg g^{-1}), superando por mucho el límite permisible para consumo humano, que es de 2.5 μg g^{-1}. Este

mismo estudio muestra que especies como *Cichlasoma friedrichsthali* (mojarra prieta), *C. bifasciatum* (castarrica), *C. urophthalmus* (mojarra), *Megalops atlanticus* (sábalo) y *Callinectes rathburnae* (jaiba) presentaron valores de concentración de Cd, Cr, Pb y Ni por arriba de lo aceptable.

De la misma manera, las concentraciones de metales pesados registradas en ostiones (*Crassostrea virginica*) en las lagunas de El Llano, La Mancha y Mandinga (Veracruz) llegan hasta 11.6 $\mu g\ g^{-1}$ de Pb y 5.1 $\mu g\ g^{-1}$ de Cr, mientras que en las lagunas de Mecoacán, Machona y El Carmen, en Tabasco, dichas cifras alcanzaron 51.8 y 6.5 $\mu g\ g^{-1}$ de Pb y Cr, respectivamente (Vázquez-Botello *et al.* 2004). Otros casos documentados de la presencia de concentraciones importantes de contaminantes de este tipo en la fauna de aguas mexicanas son los del tiburón de puntas negras (*Carcharhinus limbatus*: 3.01 $\mu g\ g^{-1}$ de Hg) en el Golfo de México, la lisa (*Mugil cephalus*: hasta 201 $\mu g\ g^{-1}$ de Hg) y las almejas chinas (*Chione gnidia*: hasta 23.7 $\mu g\ g^{-1}$ de Ni) en la Bahía de Guaymas (Méndez *et al.* 2002). En esta última zona también se encontraron concentraciones promedio de 37.1 $\mu g\ g^{-1}$ de plomo en plumas de patos (Anatidae) (Rendón-von Osten *et al.* 2001).

En México existen aproximadamente 200 principios activos de plaguicidas que se utilizan legalmente. Entre ellos, los compuestos organoclorados destacan por su relevancia como contaminantes potenciales debido a sus efectos acumulativos en los organismos, incluida la especie humana. Entre los efectos graves de estos compuestos se encuentran las lesiones histológicas en diversos órganos, la formación de tumores cancerosos e incluso la muerte (Noreña-Barroso *et al.* 2004). Algunos ejemplos al respecto provienen de estudios como el de Gardner *et al.* (2003), quienes encontraron epóxido de heptacloro y γ-hexaclorociclohexano en 40 y 31 por ciento, respectivamente, de las tortugas verdes (*Chelonia mydas*) analizadas en las costas de Baja California. Osuna-Flores y Riva (2002) detectaron residuos de DDE (hasta 0.03 $\mu g\ g^{-1}$) y endosulfán (hasta 2.0 $\mu g\ g^{-1}$) en camarones del género *Litopenaeus* en las costas de Sinaloa. En las costas de Chiapas, Botello *et al.* (2000) encontraron residuos de plaguicidas organoclorados en concentraciones de 94 y 21 $\mu g\ g^{-1}$ en pargos (*Lutjanus novemfasciatus*) y camarones blancos (*Penaeus vannamei*), respectivamente. Un ejemplo más se observa en la Reserva de la Biosfera La Encrucijada, Chiapas, donde se encontraron residuos de contaminantes orgánicos en membranas de huevos de cocodrilo (*Crocodylus acutus*) en concentraciones de hasta 282.3 ng g^{-1} de Σ-Aroclor y de hasta 10 880 ng g^{-1} (base lípidos) de Σ-DDT (Rendón-von Osten *et al.* 2003). Lo anterior indica que los compuestos organoclorados se han dispersado prácticamente en todos los ambientes, incluidas las áreas naturales protegidas.

Un análisis de algunos estudios realizados sobre contaminantes orgánicos (Mora 1997) y llevados a cabo en tres regiones con ocho especies de aves, desde piscívoras hasta granívoras, mostró que en general los residuos de DDE variaron de 0.009 a 26 $\mu g\ g^{-1}$. En cada región las concentraciones de DDE fueron mayores en aves piscívoras que en las granívoras, lo cual demuestra que los hábitos alimenticios de los organismos son factores críticos que determinan la exposición a contaminantes. Las concentraciones de DDT registradas en aves migratorias en el noroeste de México casi se cuadruplicaron entre 1992 y 2005 (Mora 1997). Otro trabajo realizado en la zona arrocera de Palizada, Campeche, permitió analizar la actividad de la acetilcolinesterasa (AChE) como biomarcador de efecto por exposición a plaguicidas en el cerebro del pato pijije (*Dendrocygna autumnalis*) y los resultados indican que los patos recolectados durante la temporada de mayor aplicación de agroquímicos presentaban una inhibición de cerca de 30% de su actividad, en comparación con la determinada en patos recolectados en época de menor aplicación, lo cual sugiere que estas aves están expuestas a plaguicidas organofosforados y carbámicos que pueden tener repercusiones importantes en su éxito reproductivo (Rendón-von Osten y Memije 2005). Desafortunadamente no se cuenta con información que permita evaluar el grado de pérdida de individuos de estas especies afectados por los contaminantes, pero la incidencia de los mismos en las especies silvestres al menos apunta a que dichos contaminantes representan un factor de afectación de las poblaciones que requiere ser investigado con más detalle.

La ausencia de programas efectivos de vigilancia y control de contaminantes del ambiente costero mexicano, la creciente industrialización y urbanización de la zona costera mexicana y sobre todo la falta de aplicación de las normas ambientales han ocasionado, entre otras cosas, que muchos de los ríos y lagunas de México contengan contaminantes de gran impacto, como es el caso de Pb, Cd y Cr, en niveles que se han incrementado hasta en 20 órdenes de magnitud en ríos y lagunas del Golfo de México (Vázquez-Botello *et al.* 2004). Como indican los estudios de caso reseñados en este capítulo, el aumento en los niveles de contaminación produce efectos toxicológicos negativos en los organismos que habitan las áreas contaminadas, con efectos deletéreos en muchas de las pesquerías del país.

5.9 Sinergias entre factores de impacto directo y factores indirectos

Es indudable que los factores de impacto directo sobre las poblaciones de flora y fauna interactúan de manera multivariada y, con frecuencia, no lineal. Como se mencionó, por ejemplo, la defaunación por cacería excesiva pone en riesgo especies de plantas que dependen de animales frugívoros para su dispersión. Si además de eso dichas plantas son motivo de explotación y extracción no sostenible, su riesgo de extinción local se incrementa. Tal es el caso de algunas especies zoocoras y de interés maderable, incluyendo algunas lauráceas como *Nectandra* spp. en zonas tropicales del sureste de México. Por otra parte, los efectos directos tienen un impacto sinérgico con otros efectos antropogénicos, que conducen a la erradicación local de especies de flora o fauna. Un caso notable es la combinación de la cacería con la fragmentación del hábitat. Esta última no solamente reduce el área efectiva disponible para los animales, sino que además hace más accesible la incursión de cazadores y ello aumenta notablemente la probabilidad de extinción local, en particular de animales de talla grande e intermedia, con atributos demográficos que confieren vulnerabilidad, como apuntamos antes, y con requerimientos de áreas grandes para sobrevivir. La dramática defaunación de Los Tuxtlas (Dirzo y Miranda 1991), y probablemente de muchos otros sitios del país y de otros países (por ejemplo, la Amazonia brasileña; Peres 2000), se puede adjudicar a estos efectos sinérgicos.

5.10 Epílogo

En síntesis, en este capítulo se hace evidente que la información necesaria para evaluar el impacto de los factores antropogénicos de afectación directa a las poblaciones silvestres de flora y fauna es insuficiente. Sin embargo, la información disponible, con sus limitantes, sugiere que varias especies, en particular de plantas, han sido usadas por largo tiempo sin un deterioro notable o pérdida local de sus poblaciones. Esto es particularmente notorio en el caso de especies que se aprovechan para uso local o incluso comercial, pero con esquemas que descansan en un buen conocimiento tradicional. La extracción ilegal, en contraste, muestra impactos negativos considerables, ya que hay evidencia de que la información proveniente de decomisos o aseguramientos es una seria subestimación de la magnitud de las extracciones de plantas y animales de sus hábitats naturales. Además, la información disponible sobre la posible magnitud de la extracción maderera ilegal supone una merma considerable de este recurso y desentona considerablemente con los incipientes pero promisorios casos de manejo comunitario exitosos de diferentes recursos forestales (véase Bray *et al.* 2007).

La información analizada sobre la extracción de flora no maderable y de tráfico y cacería de fauna, y la comercialización no regulada de las mismas arroja información que refleja un panorama de gran impacto en las poblaciones naturales. Esto se hace particularmente evidente en el caso de los organismos de los cuales hay mejor información, incluidas las orquídeas, las cícadas y los cactos, así como algunas aves, como los pericos. De manera similar, la evaluación aquí presentada sobre la defaunación, en particular reflejada por la extracción de mamíferos y aves, permite concluir que la magnitud de este fenómeno podría ser del orden de centenas de miles de vertebrados silvestres extraídos anualmente del país, como lo refleja el caso de la Selva Lacandona que, como se describió, muestra una defaunación estimada en 100 000 vertebrados cada año.

Una implicación importante de la defaunación es el caso, hasta ahora poco cuantificado en México, de las coextinciones; es decir, la pérdida colateral de especies interactuantes (por ejemplo, de los mutualismos planta-polinizador o planta-dispersor) que dependen de la especie que se sobreexplota (y se extingue) en primera instancia. En ecosistemas acuáticos, principalmente marinos, este tipo de efectos en cascada se pueden dar por la disminución o pérdida total de los depredadores de la parte superior de la cadena trófica. Nuevamente, este tipo de efectos ocasionados por la defaunación en sistemas acuáticos ha sido poco cuantificado en México.

Otro aspecto igualmente importante y que se ha evaluado poco es el de las sinergias entre la extracción y otros impactos antropogénicos. El caso de las sinergias entre cacería y fragmentación reseñado en este capítulo ejemplifica esta situación en ecosistemas terrestres, aunque creemos que también ocurre en sistemas acuáticos (por ejemplo, sobreexplotación y contaminación), pero esto requiere más investigación en México.

En general, la información fragmentaria que se ha integrado en este capítulo señala una trayectoria de gran impacto antropogénico sobre las poblaciones de flora y fauna del país. Todo esto demanda que México dedique esfuerzos y atención inmediatos para detener y, de ser posible, revertir las trayectorias esbozadas en este análi-

sis. Para aspirar a alcanzar esta meta se requerirá la depuración y aplicación de los marcos legales vigentes (Reuter y Habel 2004) y la colaboración entre los sectores gubernamental, académico y social.

Referencias

Alcalá, G. 2003. *Políticas pesqueras en México (1946-2000); contradicciones y aciertos en la planificación de la pesca nacional*. El Colegio de México-Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada-El Colegio de Michoacán, México.

Andresen, E., y W. Laurance. 2007. Possible indirect effects of mammal hunting on dung beetle assemblages in Panama. *Biotropica* **39**: 141-146.

Aranda, J.M. 1991. Wild mammal skin trade in Chiapas, Mexico, en J.G. Robinson y K.H. Redford (eds.), *Neotropical wildlife use and conservation*. University of Chicago Press, Chicago, pp. 174-177.

Arenas, F.V., y C.A. Díaz de León (eds.). 1999. *Sustentabilidad y pesca responsable en México. Evaluación y manejo, 1997-1998*. Instituto Nacional de Pesca-Semarnap, México.

Arenas, F.V., y B.M.L. Jiménez. 2004. La pesca en el Golfo de México. Hacia mayores biomasas en explotación, en M. Caso, I. Pisanty y E. Ezcurra (comps.), *Diagnóstico ambiental del Golfo de México*, Vol. 2. Instituto Nacional de Ecología, Semarnat-Instituto de Ecología, A.C.-Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies, México, pp. 757-772.

Arreguín-Sánchez, F., E. Valero-Pacheco y E.A. Chávez. 1993. A trophic box of the coastal fish communities of the southwestern Gulf of Mexico, en V. Christensen y D. Pauly (eds.), *Trophic models of aquatic ecosystems*. ICLARM Conference Proceedings 26, Manila, pp. 197-205.

Arreguín-Sánchez, F., M. Zetina-Rejón, S. Manickchand-Heileman, M. Ramírez-Rodríguez y L. Vidal. 2004. Simulated response to harvesting strategies in an exploited ecosystem in the southwestern Gulf of Mexico. *Ecological Modelling* **172**: 421-432.

Asner, G.P., D.E. Knapp, E.N. Broadbent, P.J.C. Oliveira, M. Keller *et al.* 2005. Selective logging in the Brazilian Amazon. *Science* **310**: 480-482.

Ávila Díaz, Y., y K. Oyama. 2002. Manejo sustentable de *Laelia speciosa* (Orchidaceae). *Biodiversitas* **43**: 9-12.

Botello, A. 1996. *Hidrocarburos tóxicos en cuerpos acuáticos y su bioacumulación. Informe final presentado a Petróleos Mexicanos*. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, México.

Botello, A.V., L. Rueda-Quintana, G. Díaz-González y A. Toledo. 2000. Persistent organochlorine pesticides (POPs) in coastal lagoons of the subtropical Mexican Pacific. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **64**: 390-397.

Bray, D.B., L. Merino y D. Barry (eds.). 2007. *Los bosques comunitarios de México: manejo sustentable de paisajes sustentables*. Instituto Nacional de Ecología, Semarnat-Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible-Instituto de Geografía, UNAM-Florida International University, México.

Broad, S., T. Mulliken y D. Roe. 2002. The nature and extent of legal and illegal trade in wildlife, en S. Oldfield (ed.), *The trade in wildlife: Regulation for conservation*. Earthscan Publications, Londres, pp. 3-22.

Bye, R. 1976. Ethnoecology of the Tarahumara of Chihuahua, Mexico. Ph.D. dissertation, Department of Biology, Harvard University, Cambridge.

Caballero, J. 1991. Use and management of Sabal palms among the Maya of Yucatán: A case of technological innovation based on the folk biological knowledge, en R.E. Rhoades, V.N. Sandoval y C.P. Bagalanon (eds.), *Best Paper Awards 1990*. International Potato Center and User's Perspective with Agricultural Research and Development, Manila, pp. 13-23.

Caballero, J., A. Martínez y V. Gama. 2001. El uso y manejo tradicional de la palma de guano en el área maya de Yucatán. *Biodiversitas* **39**: 1-16.

Canales, E., V. Canales y E.M. Zamarrón. 2006. Candelilla, del desierto mexicano hacia el mundo. *Biodiversitas* **69**: 1-5.

Canales-Gutiérrez, E., V. Canales-Martínez y E.M. Zamarrón-Rodríguez. 2005. Candelilla: gotas de cera del desierto mexicano alrededor del mundo, en C. López, S. Chanfón y G. Segura (eds.), *La riqueza de los bosques mexicanos: más allá de la madera. Experiencias de comunidades rurales*. Centro de Educación y Capacitación para el Desarrollo Sustentable, Semarnat-Procymaf-Conafor-Center for International Forestry Research, México, pp. 101-107.

Cantú Guzmán, J.C., M.E. Sánchez Saldaña, W. Grosselet y J. Silva Gámez. 2007. *Tráfico ilegal de pericos en México: una evaluación detallada*. Defenders of Wildlife, Washington, D.C.

Carabias, J., E. Provencio, F. Ramírez, L. Lozano, M. Vázquez *et al.* 2000. Proyecto para la protección, conservación y recuperación de la familia Zamiaceae (Cycadales) de México. Semarnap, Mexico. Disponible en <*www.semarnat.gob.mx/gestionambiental/vidasilvestre/Documents/Preps/Pprep_Cycadas.pdf*>.

CCA. 2005. *El comercio ilegal de flora y fauna silvestres. Perspectivas de América del Norte*. Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte, Montreal.

CEC. 2002. *In search of a sustainable palm market in North America*. The Commission for Environmental Cooperation of North America, Montreal. Disponible en <*www.cec.org/files/PDF/ECONOMY/PALM-09-02-e.pdf*>.

Cervantes-Ramírez, M.C. 2002. *Plantas de importancia económica en las zonas áridas y semiáridas de México*. Instituto de Geografía, UNAM, México.

Cisneros-Mata, M.A., G. Montemayor-López y M.J. Román-Rodríguez. 1995. Life history and conservation of *Totoaba macdonaldi*. *Conservation Biology* **9**:806-814.

Conapesca. 2005. *Anuario estadístico de pesca, 2003*. Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca, Sagarpa, México.

De los Santos Espinoza, J., J. López Paniagua y A. González. 2003. *Informe de mercado de la palma camedor* (Chamaedorea *spp*.). United Nations Environment Programme, World Conservation Monitoring Centre. Disponible en <*www.unep-wcmc.org/forest/ntfp/cd/7_Market_reports/i_Palma_camedora.pdf*>.

Del Campo. 1986. Utilización y comercialización de la cera de candelilla, en D. Patton, C. González, A. Medina, L. Segura y R. Hamre (eds.), *Management and utilization of arid land plants*. Symposium proceedings, Feb. 18-22, 1985, Saltillo, Mexico. USDA Forest Service General Technical Report RM-135, Fort Collins, p. 113.

Dirzo, R. 2001. Plant-mammal interactions: Lessons for our understanding of nature, and implications for biodiversity conservation, en N.J. Huntly y S. Levin (eds.), *Ecology: Achievement and challenge*. Blackwell Science, Londres, pp. 319-335.

Dirzo, R., y A. Miranda. 1991. Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: A case study of the possible consequences of contemporary defaunation, en P.W. Price, T.M. Lewinsohn, G.W. Fernandes y W.W. Benson (eds.), *Plant-animal interactions: Evolutionary ecology in tropical and temperate regions*. Wiley, Nueva York, pp. 273-287.

Dirzo, R., y P.H. Raven. 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environment and Resources* **28**:137-167.

Donaldson, J.S. (ed.). 2003. *Cycads. Status survey and conservation action plan*. IUCN/SSC Cycad Specialist Group, UICN, Gland.

Dressler, R. 1990. *The orchids natural history and classification*. Harvard University Press, Cambridge.

Dulvy, N.K., Y. Sadovy y J.D. Reynolds. 2003. Extinction vulnerability in marine populations. *Fish and Fisheries* **4**:25-64.

Edouard, F. 2003. *El mercado de la fibra de pita* (Aechmea magdalenae) *en México*. United Nations Environment Programme, World Conservation Monitoring Centre. Disponible en <*http://www.unep-wcmc.org/forest/ntfp/cd/7_Market_reports/h_Fibra_de_pita.pdf*>.

Edouard, F. 2006. Fibra de pita, bordados. Caso mexicano, en C. López, P. Shanley y M.C. Cronkleton (eds.), *Riquezas del bosque: frutas, remedios y artesanías en América Latina*. Center for International Forestry Research, Santa Cruz, Bolivia, pp. 62-66.

Escamilla, A., M. Sanvicente, M. Sosa y C. Galindo-Leal. 2000. Habitat mosaic, wildlife availability, and hunting in the tropical forest of Calakmul, Mexico. *Conservation Biology* **14**:1592-1601.

Fagan, B.M. 1984. *The Aztecs*. W.H. Freeman, Nueva York.

FAO. 2002. *The state of world fisheries and aquaculture*. Food and Agriculture Organization, Fisheries Department, Roma.

Flaschenberg, H., y H.A. Galletti. 1999. El manejo forestal de la selva en Quintana Roo, México, en R.B. Primack, D. Bray, H.A. Galletti e I. Ponciano (eds.), *La selva maya, conservación y desarrollo*. Siglo XXI, México, pp. 74-97.

Flores-Palacios, A., y P. Brewster. 2002. *Introducción al cultivo de orquídeas*. Instituto de Ecología, A.C.-Asociación Mexicana de Orquideología, Xalapa, p. 240.

Flores-Palacios, A., y S. Valencia-Díaz. 2007. Local illegal trade reveals unknown diversity and involves a high species richness of wild vascular epiphytes. *Biological Conservation* **136**:372-387.

Galletti, H.A. 1999. La selva maya en Quintana Roo (1983-1996): trece años de conservación y desarrollo comunal, en R.B. Primack, D.B. Bray, H. Galletti e I. Ponciano (eds.), *La selva maya, conservación y desarrollo*. Siglo XXI, México, pp. 53-73.

Gardner, S.C., M.D. Pier, R. Wesselman y J.A. Juárez. 2003. Organochlorine contaminants in sea turtles from the Eastern Pacific. *Marine Pollution Bulletin* **46**:1082-1089.

Glass, C.E. 1998. *Guía para la identificación de cactáceas amenazadas de México*. Conabio-Cante, México.

Gold, G. 2004. Hidrocarburos en el sur del Golfo de México, en M. Caso, I. Pisanty y E. Ezcurra (comps.), *Diagnóstico ambiental del Golfo de México*, Vol. 2. Instituto Nacional de Ecología, Semarnat-Instituto de Ecología, A.C.-Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies, México, pp. 657-682.

González-Pacheco, C. 1984. *Un recurso natural en poder de las transnacionales: la palma camedor*. Instituto de Investigaciones Económicas, UNAM, México.

Hágsater, E., M.A. Soto, G.A. Salazar, R. Jiménez, M.A. López *et al.* 2005. *Las orquídeas de México*. Instituto Chinoín, México.

Halbinger, F. 1993. *Laelias de México*. Asociación Mexicana de Orquideología, A.C., México.

Hernández, A., y W. Kempton. 2003. Changes in fisheries management in Mexico: Effects of increasing scientific input and public participation. *Ocean & Coastal Management* **46**:507-525.

Hernández, A.M. 1992. Dinámica poblacional de *Laelia speciosa* (HBK) Schltr. (Orchidaceae), México. Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM, México.

Hernández, M.H. 2006. *La vida en los desiertos mexicanos*. Fondo de Cultura Económica, México.

Hernández, H.M., y R.T. Bárcenas. 1995. Endangered cacti in the Chihuahuan Desert. I. Distribution patterns. *Conservation Biology* **9**:1176-1188.

Hernández, H.M., y R.T. Bárcenas. 1996. Endangered cacti in the Chihuahuan Desert. II. Biogeography and conservation. *Conservation Biology* **10**:1200-1209.

Hernández-Apolinar, M., T. Valverde y S. Purata. 2006. Demography of *Bursera glabrifolia*, a tropical tree used for folk woodcrafting in Southern Mexico: An evaluation of its management plan. *Forest Ecology and Management* **223**:139-151.

Illsley, C., J. Aguilar, J. Acosta, J. García, T. Gómez *et al.* 2001. Contribuciones al conocimiento y manejo campesino de los palmares de *Brahea dulcis* (HBK) Mart., en la región de Chilapa, Guerrero, en B. Rendón, S. Rebollar, J. Caballero y M.A. Martínez (eds.), *Plantas, cultura y sociedad. Estudio sobre la relación entre humanos y plantas en los albores del siglo XXI.* Universidad Autónoma Metropolitana, México, pp. 259-287.

INEGI. 2005. *Sistemas nacionales estadístico y de información geográfica*, en <*www2.inegi.gob.mx/sneig/*> (consultado en enero de 2007).

Instituto de la Candelilla. 2008. *Por una ventaja competitiva natural, tecnológica y humana*, en <*www.candelilla.org*> (consultado en junio de 2008).

IUCN. 2007. *The IUCN Red List of Threatened Species*, en <*www.iucnredlist.org*> (consultado en abril de 2007).

Jordan, M., y K. Sullivan. 2003. Black market for rare cactuses gives rise to sophisticated smuggling network, *Washington Post*, 13 de febrero, A18.

Jorgensen, J.P. 1993. Gardens, wildlife densities, and subsistence hunting by Maya indians in Quintana Roo, Mexico. Ph.D. dissertation, University of Florida, Gainesville.

Jorgensen, J.P. 1995. Maya subsistence hunters in Quintana Roo, Mexico. *Oryx* **29**:49-57.

Koopowitz, H. 1992. A stochastic model for the extinction of tropical orchids. *Selbyana* **13**:115-122.

Leopold, A.S. 1959. *Wildlife of Mexico: The game birds and mammals*. University of California Press, Berkeley.

López, J.C., y R. Dirzo. 2007. Floristic diversity of sabal palmetto woodland: An endemic and endangered vegetation type from Mexico. *Biodiversty and Conservation* **16**:807-825.

Maldonado, A.L. 1979. La investigación desarrollada sobre la cera de candelilla. *Ciencia Forestal* núm. 18, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, México.

Mancilla-Terrazas, R.F. 2003. *Manual para estimar el volumen de la madera en troza y aserrada*. Conap-USAID-Chemonics, Santa Elena, Petén.

Mandujano, S., y V. Rico-Gray. 1991. Hunting, use, and knowledge of the biology of the white-tailed deer (*Odocoileus virginianus* Hays) by the Maya of central Yucatán, Mexico. *Journal of Ethnobiology* **11**:175-183.

March, I.J. 1987. Los lacandones de México y su relación con los mamíferos silvestres: un estudio etnozoológico. *Biótica* **12**:43-56.

Martínez-Ballesté, A., J. Caballero, V. Gama, S. Flores y C. Martorell. 2001. *Sustainability of the traditional management of Xa'an palms (*Sabal *spp., Arecaceae) by the lowland Maya of Yucatán, Mexico.* Proceedings of the VII International Congress of Ethnobiology. International Society of Ethnobiology, University of Georgia Press, Athens, pp. 381-388.

Masera, O.R., M.J. Ordóñez y R. Dirzo. 1997. Carbon emissions from Mexican forests: Current situation and long-term scenarios. *Climatic Change* **35**:265-295.

Méndez, L., L.M. Salas-Flores, A. Arreola-Lizárraga, S.T. Álvarez-Castañeda y B. Acosta. 2002. Heavy metals in clams from Guaymas Bay, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **68**:217-223.

Mendoza, E., y R. Dirzo. 2007. Seed-size variation determines interspecific differential predation by mammals in a neotropical rain forest. *Oikos* **116**:1841-1852.

Mora, M.A. 1997. Transboundary pollution: Persistent organochlorine pesticides in migrant birds of the southwestern United States and Mexico. *Environmental Toxicology and Chemistry* **16**:3-11.

Morales-Zárate, M.V., F. Arreguín-Sánchez, J. López-Martínez y S.E. Lluch-Cota. 2004. Ecosystem trophic structure and energy flux in the northern Gulf of California, Mexico. *Ecological Modelling* **174**:331-345.

Morley, S.G. 1977. *The ancient Maya*. Stanford University Press, Stanford.

Myers, R.A., y B. Worm. 2003. Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature* **423**:280-283.

Naranjo, E.J. 2002. Population ecology and conservation of ungulates in the Lacandon forest, Mexico. Ph.D. dissertation, University of Florida, Gainesville.

Naranjo, E.J., M.M. Guerra, R.E. Bodmer y J.E. Bolaños. 2004. Subsistence hunting by three ethnic groups of the Lacandon forest, Mexico. *Journal of Ethnobiology* **24**: 233-253.

Noreña-Barroso, E., R. Simá-Álvarez, G. Gold-Bouchot y O. Zapata-Pérez. 2004. Persistent organic pollutants and histological lesions in Mayan catfish *Ariopsis assimilis* from the Bay of Chetumal, Mexico. *Marine Pollution Bulletin* **48**:263-269.

Núñez, N.G. 1996. Concentración de As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Se y Zn en cerebro, branquias, músculo, páncreas, riñón e hígado de dos especies de tiburones del Golfo de México (*Rhizoprionodon terraenovae* y *Carcharhinus limbatus*) con importancia comercial. Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM, México.

Ojasti, J., y F. Dallmeier. 2000. *Manejo de fauna silvestre neotropical.* Smithsonian Institution-Man & Biosphere Program, serie núm. 5, Washington, D.C.

Osuna-Flores, I., y M.C. Riva. 2002. Organochlorine pesticide residue concentrations in shrimps, sediments, and surface water from Bay of Ohuira, Topolobampo, Sinaloa, Mexico.

Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology **68**: 532-539.

Pauly, D., V. Christensen, J. Dalsgaard, R. Froese y F. Torres Jr. 1998. Fishing down marine food webs. *Science* **279**: 860-863.

Pavón, N.P., R. Escobar y R. Ortiz-Pulido. 2006. Extracción de hojas de la palma *Brahea dulcis* en una comunidad otomí en Hidalgo, México: efecto sobre algunos parámetros poblacionales. *Interciencia* **31**: 57-61.

Pennington, T.D., y J. Sarukhán. 1998. *Árboles tropicales de México. Manual para la identificación de las principales especies.* 2a. ed. UNAM-Fondo de Cultura Económica, México.

Pereira, R., J. Zweede, G.P. Asner y M. Keller. 2002. Forest canopy damage and recovery in reduced-impact and conventional selective logging in eastern Pará, Brazil. *Forest Ecology and Management* **168**: 77-89.

Peres, C.A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conservation Biology* **14**: 240-253.

Pérez-Gil, R., F. Jaramillo, A.M. Muñiz y M.G. Torres. 1995. *Importancia económica de los vertebrados silvestres de México*. PG7 Consultores-Conabio, México.

Pikitch, E.K., C. Santora, E.A. Babcock, A. Bakun y R. Bonfil *et al.* 2004. Ecosystem-based fishery management. *Science* **305**: 346-347.

Procymaf. 2000. *Especies con usos no maderables en bosques de encino, pino y pino-encino en los estados de Chihuahua, Durango, Jalisco, Michoacán, Guerrero y Oaxaca*. Centro de Investigación y Docencia Económicas, A.C., México.

Profepa. 2004. *Inspección y vigilancia de los recursos naturales*, en <*www.profepa.gob.mx/NR/rdonlyres/00001258/hfwdjvvocnxtzqwfoeitmukichzdmldm/Informe2004_Inspecci%C3%B3nyVigilanciadelosREcursosNaturales.pdf*>. [Esta liga ya no existe].

Profepa. 2006a. *Reporte interno*. Procuraduría Federal de Protección al Ambiente, zona del semidesierto. Coahuila, México.

Profepa. 2006b. *Informe anual 2006*, en <*www.profepa.gob.mx/PROFEPA/Conozcanos/Informes/InformeAnual2006.htm*> (consultado en enero 2007).

Ramírez, F. 2001. *La extracción de palmas camedoras en México: un grave riesgo de pérdida de diversidad biológica*. Disponible en <*www.raises.org/documentacion/documentos/manejocampesino/ArtPalmas3.pdf*>.

Redford, K.H. 1992. The empty forest. *Bioscience* **42**: 412-422.

Rendón-von Osten, J., F.E. Galán y C. Tejeda. 2001. Survey of lead in feathers of Anatidaes from the Pabellon inlet, Sinaloa, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **67**: 276-281.

Rendón-von Osten, J., M. Memije y J. Martínez-Ibarra. 2003. *Persistent organic pollutants (POPs) in crocodile eggshells* (Crocodylus acutus) *from "La Encrucijada" biosphere reserve, Chiapas, Mexico*. 5º Congreso Ibérico y 2º Iberoamericano de Contaminación y Toxicología ambiental, Sociedad Iberoamericana de Toxicología y Contaminación Ambiental. Porto, Portugal, 22-24 de septiembre, p. 75.

Rendón-von Osten, J., y M. Memije. 2005. Persistent organic pollutants in pink shrimp (*F. duorarum*) from the Campeche Bank, Mexico. *Toxicology Letters* **158**: 251.

Reuter, A., y S. Habel. 2004. *Brief assessment on wildlife enforcement related topics in Mexico.* Consultant's Report, July 2004. Conservation International-TRAFFIC North America, México.

Reynolds, J.D., N.K. Dulvy y C.M. Roberts. 2002. Exploitation and other threats to fish conservation, en P.J.B. Hart y J.D. Reynolds (eds.), *Handbook of fish biology and fisheries*, Vol. 2: *Fisheries*. Blackwell Publishing, Oxford, RU, pp. 319-341.

Robbins, C.S. 2003. (ed.) *Prickly trade: Trade and conservation of Chihuahuan Desert cacti*. TRAFFIC-World Wildlife Fund, Washington, D.C.

Robinson, J.G., y K.H. Redford. 1991. Sustainable harvest of Neotropical forest mammals, en J.G. Robinson y K.H. Redford (eds.), *Neotropical wildlife use and conservation*. University of Chicago Press, Chicago, pp. 415-429.

Robinson, J.G., y E.L. Bennett. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. Columbia University Press, Nueva York.

Roe, D., T. Mulliken, S. Milledge, J. Mremi, S. Mosha *et al.* 2002. *Making a killing or making a living?: Wildlife trade, trade controls and rural livelihoods*. Biodiversity and Livelihoods Issues, no. 6. International Institute for Environment and Development-TRAFFIC, Londres.

Sagarpa. 2004. *Carta Nacional Pesquera*. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. *Diario Oficial de la Federación*, 15 de marzo de 2004.

Sala, E., O. Aburto-Oropeza, M. Reza, G. Paredes y L.G. López-Lemus. 2004. Fishing down coastal food webs in the Gulf of California. *Fisheries* **29**: 19-25.

Santos, V., M. Carreón y K.C. Nelson. 1998. *La organización de la Unión de Ejidos Productores Forestales de la Zona Maya. Un proceso de investigación participativa.* Serie Estudios de caso sobre participación campesina en generación, validación y transferencia de tecnología. Red de Gestión de Recursos Naturales-Fundación Rockefeller, México.

Semarnat. 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2001, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*, 6 de marzo de 2002.

Semarnat. 2005. *Informe de la situación del medio ambiente en México 2005*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

Silvius, K.M., R.E. Bodmer y J.M.V. Fragoso (eds.). 2004. *People in nature: Wildlife conservation in South and Central America*. Columbia University Press, Nueva York.

Sosa, V., y T. Platas. 1998. Extinction and persistence of rare orchids in Veracruz, Mexico. *Conservation Biology* **12**: 451-455.

Sosa-Nishizaki, O. 2003. *¿A quién conservo: a Tiburcio o a Tiburón?*, en <*www.jornada.unam.mx/2003/01/27/eco-j.html*> (consultado en abril de 2006).

Soto-Arenas, M.A. 1996. *Mexico (Regional account)*, en IUCN/SSC Orchid Specialist Group. *Orchids. Status Survey and Conservation Action Plan*. UICN, Gland, pp. 53-58.

Stevenson, D.W., A.P. Vovides y J. Chemnick. 2003. Regional Overview: New World, en J.S. Donaldson (ed.), *Cycads: Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN/SSC Cycad Specialist Group, UICN, Gland, pp. 31-38.

Torres, N., y M. Román-Domínguez. 1980. La cera de candelilla en México y sus perspectivas de comercialización. Tesis de licenciatura, UNAM, México.

Torres-Rojo, J.M. 2004. *Informe nacional México. Estudio de tendencias y perspectivas del sector forestal en América Latina al año 2020*. FAO, Roma.

Tunell, C. 1981. *Wax, men, and money: A historical and archeological study of candelilla wax camps along the Rio Grande border of Texas*. Office of the State Archeologist Report 32, Texas Historical Commission, Austin.

Vázquez, F.G., V.K. Sharma, Q.A. Mendoza y R. Hernández. 2001. Metals in fish and shrimp of the Campeche Sound, Gulf of Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **67**:756-762.

Vázquez-Botello, A., S. Villanueva-Fragoso y L. Rosales-Hoz. 2004. Distribución y contaminación de metales en el Golfo de México, en M. Caso, I. Pisanty y E. Ezcurra (comps.), *Diagnóstico ambiental del Golfo de México*, Vol. 2. Instituto Nacional de Ecología, Semarnat-Instituto de Ecología, A.C.-Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies, México, pp. 683-712.

Vovides, A.P., N. Ogata, V. Sosa y E. Peña-García. 1997. Pollination of endangered Cuban cycad *Microcycas calocoma* (Miq.) A.DC. *Botanical Journal of the Linnean Society* **125**:201-210.

Williams-Linera, G., V. Sosa y T. Platas. 1995. The fate of epiphytic orchids after fragmentation of a Mexican cloud forest. *Selbyana* **16**:36-40.

Zimmermann, H., C. Pérez-Sandi, J. Golubov, J. Soberón y J. Sarukhán. 2000. *Cactoblastis cactorum*, una nueva plaga de muy alto riesgo para las opuntias de México. *Biodiversitas* **33**:1-15.

Zimmermann, H., S. Bloem y H. Klein. 2004. *Biología, historia, amenaza, monitoreo y control de la palomilla del nopal,* Cactoblastis cactorum. International Atomic Energy Agency-Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), México.

6 Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía

AUTORES RESPONSABLES: Alfonso Aguirre Muñoz • Roberto Mendoza Alfaro
COAUTORES: Hugo Arredondo Ponce Bernal • Laura Arriaga Cabrera • Ernesto Campos González • Salvador Contreras-Balderas† • Manuel Elías Gutiérrez • Francisco J. Espinosa García • Idelfonso Fernández Salas • Lucio Galaviz Silva • Francisco J. García de León • David Lazcano Villarreal • Maricela Martínez Jiménez • María Esther Meave del Castillo • Rodrigo A. Medellín • Edna Naranjo García • María Teresa Olivera Carrasco • Mayra Pérez Sandi • Gabino Rodríguez Almaraz • Guillermo Salgado Maldonado • Araceli Samaniego Herrera • Eduardo Suárez Morales • Heike Vibrans • José Antonio Zertuche González
AUTORES DE RECUADROS: *6.1*, Virginia Cornett, Porfirio Álvarez • *6.2*, Luciana Luna Mendoza, Alfonso Aguirre Muñoz, Araceli Samaniego Herrera, Marlenne Rodríguez Malagón • *6.3*, Roberto Mendoza Alfaro, Salvador Contreras-Balderas†
REVISORES: Fernando Gavito Pérez • Carlos Guadarrama • Óscar M. Ramírez Flores

Contenido

Aguirre Muñoz, A., R. Mendoza Alfaro *et al.* 2009. Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio.* Conabio, México, pp. 277-318.

Recuadros

Resumen

Actualmente, en el país residen al menos 46 de las 100 especies invasoras más dañinas del mundo y están afectando los ecosistemas en todo el territorio nacional. Solo la suma de plantas vasculares y vertebrados invasores registrados en México es de 724 especies. Esta cifra sin duda es una subestimación debido a que los esfuerzos dirigidos a enfrentar este problema atienden solo las actividades productivas y no los ecosistemas naturales. En este capítulo se presenta una evaluación del estado actual de la invasión de especies exóticas; se ofrece un marco conceptual general, junto con definiciones básicas, y se hace una breve revisión histórica de los patrones de introducción de las mismas. En particular se analizan las principales consecuencias de la flora y la fauna introducidas en los ecosistemas mexicanos, enlistando varias de las especies más peligrosas presentes en el país. Después se describen las técnicas disponibles para su control y erradicación, y se revisan algunos casos en el país, junto con el análisis del marco legal relacionado con la prevención, manejo y control de las especies invasoras. Finalmente, se analizan las lecciones aprendidas y se señalan las necesidades de investigación, de vinculación y con respecto a las estrategias apropiadas en los ámbitos regional y nacional.

6.1 Introducción

Entre las amenazas a la biodiversidad y a la conservación de los ecosistemas y sus servicios ambientales, las invasiones biológicas, junto con la destrucción del hábitat, representan los factores de riesgo más significativos, más extendidos y de mayor impacto (véase el capítulo 1 de este volumen). Aunque no todas las introducciones resultan viables, el número actual de especies introducidas establecidas sobrepasa por mucho la tasa natural de invasión, entendida como la migración de nuevas especies a las comunidades locales (Miller *et al.* 2002). Las especies exóticas invasoras que se han establecido son aquellas introducidas en un ecosistema fuera de su área de distribución natural y cuyas características les confieren la capacidad de colonizar, establecerse y seguir causando daños al ambiente. El impacto de las especies exóticas invasoras sobre los ecosistemas es inmenso. Su repercusión va más allá del daño a la biodiversidad. A menudo las invasiones implican pérdidas económicas cuantiosas y problemas sanitarios severos, por lo que se vuelven una amenaza directa para el bienestar humano. Estas especies, por la frecuencia e intensidad de los disturbios que ocasionan, alteran los ciclos biogeoquímicos, la estructura de los niveles tróficos y actúan como competidores, depredadores, parásitos o patógenos de las especies nativas, condicionando su supervivencia (Goldburg y Triplett 1997). Adicionalmente, la degradación de los ecosistemas vuelve a las especies nativas y a sus hábitats más vulnerables a los efectos de las especies invasoras.

A pesar de su lento despegue, el conocimiento en el campo de las invasiones biológicas ha tenido avances relevantes en los últimos años en el mundo. En los países más desarrollados, el monto de los proyectos e inversiones en este campo se incrementa de manera vertiginosa. Comparativamente, los avances en México son limitados. La Conabio estableció el Programa de Especies Invasoras, el cual ha ido creciendo en importancia. Con un enfoque estratégico y orientado al conocimiento para la toma de decisiones, recientemente se ha buscado determinar las prioridades nacionales en materia de especies invasoras (Conabio *et al.* 2006). A pesar de estos avances, las acciones emprendidas hasta el momento, aisladas y muy puntuales, están lejos de configurarse como parte de una estrategia nacional. Las especies exóticas invasoras son organismos que causan, o tienen el potencial de causar, daños al ambiente, a la economía o a la salud. Hoy día, están consideradas como uno de los principales agentes de cambio ambiental en el planeta (Sala *et al.* 2000). Estas especies afectan la conservación de los ecosistemas, el crecimiento económico y el desarrollo sustentable del mismo. Es reconocido que en muchos casos las especies invasoras contribuyen a la inestabilidad económica y social. No obstante, la cuantificación de los impactos al ambiente y a la sociedad apenas empieza a ser establecida (véase más adelante el apartado sobre impactos económicos y sociales). Las afectaciones causadas por las especies invasoras son múltiples. Van desde el desempleo y la pérdida de productividad en diversas operaciones comerciales hasta daños en la infraestructura y cambios importantes en el suministro de agua y luz. Los impactos pasan por la degradación ambiental, pérdida de biodiversidad, contaminación genética, contribución al aumento y severidad de desastres naturales, hasta la enfermedad y muerte de los organismos nativos.

6.2 Especies invasoras en ecosistemas terrestres

A lo largo de todo el proceso de evolución, las barreras naturales —océanos, ríos, montañas y desiertos— han desempeñado el papel de factores limitantes de la distribución de las especies y los ecosistemas terrestres. Esto se hace evidente en el caso de la insularidad: las porciones emergidas de las islas contienen los ecosistemas terrestres más aislados, por lo que en ellas ha evolucionado una biota única, en general aislada de la continental. El ser humano, en unos cuantos siglos, ha trasladado y dispersado gran cantidad de especies a través de todas las barreras geográficas mayores.

Por su historia evolutiva y por su relativo o total aislamiento, las especies nativas y endémicas coexisten, interactúan y sobreviven junto con las otras especies del mismo ecosistema, en equilibrios dinámicos y complejos, procesos evolutivos de muy largo aliento. Esto no es así con especies con las que no han tenido contacto. Las especies introducidas súbitamente pueden encontrarse en una condición de gran ventaja frente a las nativas. Es decir, los mecanismos de defensa de las nativas —de comportamiento, mecánicos o bioquímicos— son limitados o están del todo ausentes para enfrentar a las especies introducidas (Primack 2002). En muy poco tiempo puede provocarse una extinción (p. ej., por depredación) o degradarse un hábitat por completo (p. ej., por sobrepastoreo). Este problema se agrava por la amplitud e intensidad del proceso de movilización de especies por parte de los humanos, que no tiene precedente en la escala geológica. Las introducciones, tanto intencionales como accidentales, que ha realizado nuestra civilización son enormes. Los momentos más intensos han ocurrido primeramente durante el descubrimiento y la colonización de América y, el más reciente, con la globalización en marcha. El término introducción significa que la especie ha sido transportada por humanos deliberada o accidentalmente a través de barreras geográficas mayores. Elton (1958) ya se refería a este transporte como una de las mayores conmociones históricas de la flora y fauna mundiales. Desde fines del siglo XIX, cuando los conejos importados comenzaron a causar estragos en la vegetación de Australia, quedó claro que las especies introducidas eran potencialmente dañinas (Enserink 1999). Actualmente, las especies invasoras son tema relevante para la ciencia y el manejo de los recursos naturales.

En los ámbitos científico y de política pública hay aún cuestiones básicas por resolver, incluyendo la consistencia de terminología y conceptos básicos (Espinosa-García *et al.* 2004; Sax *et al.* 2005). Los términos "especies invasoras", "introducidas", "exóticas", "no nativas", "no indígenas", entre otros, se usan indistintamente con frecuencia. El común denominador es que todos se refieren a especies que se encuentran fuera de su área de distribución natural. En México esta definición se aplica oficialmente para el concepto de especie introducida o exótica (DOF 2000). En cuanto al término "especie invasora", la Semarnat (2001) la define como "aquella que alcanza un tamaño poblacional capaz de desplazar o eliminar a otras especies dentro de un hábitat o ecosistema, alterando la estructura, composición y funcionalidad de este. Las especies invasoras pueden ser exóticas o nativas". De acuerdo con la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (actualmente Unión Mundial para la Naturaleza), una especie invasora es aquella especie exótica o traslocada que ha sido introducida accidental o intencionalmente fuera de su distribución natural, y que tiene la capacidad de colonizar, invadir y persistir, y su introducción y dispersión amenazan la diversidad biológica, causando daños al ambiente, a la economía y a la salud humana. Las especies invasoras son introducidas por el hombre de manera intencional o accidental en nuevas áreas geográficas. En cada invasión pueden reconocerse tres fases: introducción, establecimiento y expansión. Luego de que se establecen, tienen el potencial de proliferar y diseminarse en detrimento de los intereses humanos, los ecosistemas y su biodiversidad. En el ámbito más amplio de la bibliografía en idioma español no se ha llegado a un consenso respecto al uso de estos términos. Las definiciones pueden variar dependiendo del autor. La UICN realizó un análisis detallado de los nombres y calificativos usados en inglés y propone una estandarización de conceptos para mejorar los marcos legales relacionados con el manejo y control de estas especies (Shine *et al.* 2000). Las vías de introducción de las especies invasoras son múltiples y variadas, debido, entre otros factores, a la deficiencia en la vigilancia de los sistemas fronterizos y la falta de medidas de prevención y control en estos. La globalización y el incremento en la eficacia del transporte —terrestre, aéreo y acuático— han propiciado la entrada masiva, intencional o accidental, de especies no nativas a los ecosistemas. No se pueden soslayar las vías de dispersión natural, como el caso de los ríos, cuyo movimiento entre cuencas es libre, o las corrientes marinas que facilitan el movimiento sin control de miles de especies, y la vía aérea para el caso de las aves.

6.2.1 Resumen histórico

De los primeros pobladores a los conquistadores

Desde los inicios de la domesticación de especies, la humanidad ha acarreado flora y fauna doméstica en cada nueva colonización. Conforme las civilizaciones se dispersan, el número de especies exóticas introducidas crece. Las introducciones intencionales tienen que ver con propósitos de aprovechamiento y ornamentales. Las accidentales incluyen semillas, insectos y roedores, transportados con otros productos. A partir del siglo XVI, con el descubrimiento de América, la tasa de introducciones se disparó (Primack 2002). Las plantas introducidas que dan sustento, fibras, medicinas, albergue y solaz a la humanidad son proporcionalmente pocas. Sin embargo, han sido introducidas en casi todas las regiones del planeta (Pimentel 2002). Vertebrados pequeños y grandes fueron transportados en barcos con diversos propósitos, desde asegurar carne fresca a los navegantes en tránsito hasta intentos por abastecer la industria textil y otras. Los barcos fueron y siguen siendo una de las principales vías de introducción no intencional (O'Connor y Eason 2000). La "aclimatación de las sociedades" en el siglo XIX pasó por poblar América y Australia con plantas, aves y mamíferos europeos (Enserink 1999). De esta manera, la mayoría de las especies exóticas de mamíferos arribaron en el periodo posterior a la colonización europea (Shine *et al.* 2000; Blackburn *et al.* 2004). Blackburn *et al.* (2004) mostraron que la extinción de aves endémicas de las islas oceánicas se correlaciona estadísticamente de manera directa con el número de especies de mamíferos depredadores introducidos después de la llegada de los europeos.

Situación actual

La globalización actual facilita el movimiento y la introducción de especies (Shine *et al.* 2000). Las travesías aéreas intercontinentales toman unas horas. Miles de barcos inmensos zarpan a diario cruzando los océanos. Así, la aceleración del comercio, el transporte y el turismo internacional incrementan el flujo de especies domésticas y silvestres. Mientras la globalización puede ser el "mantra" de la nueva economía, para el ambiente puede resultar desastroso (Enserink 1999; Perrings *et al.* 2005). La normatividad que rige las citadas actividades es muy limitada. A eso se suma la falta de conocimiento general sobre las consecuencias y una escasa aplicación de las leyes existentes, lo que provoca frecuentes "escapes" de las áreas donde se planeaba confinar a la especie introducida. Al mismo tiempo, numerosas introducciones controladas han estado acompañadas de introducciones accidentales, además de enfermedades y parásitos.

El Departamento de Agricultura de Estados Unidos (USDA) intercepta en las fronteras de ese país alrededor de 3 000 plagas potenciales cada año (Enserink 1999), aunque es obvio que muchas otras pasan inadvertidas. Un caso extremo es el estado de Florida, donde una de cada tres o cuatro especies de plantas es exótica (Enserink 1999). Y aun con algunas especies exóticas, cuya presencia en primera instancia pareciera inocua o hasta útil, la posibilidad de que se vuelvan dañinas a largo plazo debería ser considerada seriamente (Villaseñor y Espinosa-García 2004). En México, tanto la información (p. ej., referente a vías de introducción, listados y distribución) como las acciones realizadas para mitigar los daños de las especies exóticas (prevención, control y erradicación) son insuficientes. Respecto al panorama mundial, al cotejar con la lista de las "100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo", compilada por la UICN, al menos 46 de las especies de esta lista mundial se encuentran en nuestro país, 36 exóticas y 10 nativas que han sido reportadas como invasoras en otras partes del mundo (cuadro 6.1). No solo debe atenderse el caso de las especies traídas de otros continentes. También las especies extraídas de una región de un país resultarán exóticas (y potencialmente invasoras) al llevarse a otra región biogeográfica del mismo. En el caso de las invasoras, aunque sean de la misma región pueden llegar a tener efectos tan perjudiciales como las especies importadas desde sitios muy lejanos. Un ejemplo de ello es la boa (*Boa constrictor*), especie nativa de la Península de Yucatán y que fue introducida en Isla Cozumel en 1971 para la filmación de una película. Martínez-Morales y Cuarón (1999) indican que actualmente la boa tiene una población abundante y de amplia distribución en la isla, lo que podría estar afectando a varias especies de reptiles, aves y mamíferos nativos. Las consecuencias ecológicas de esta introducción aún se desconocen.

El problema de las especies exóticas invasoras es tan grave —una de las mayores preocupaciones para la conservación mundial— que es objeto de esfuerzos de cooperación internacional como el Programa Mundial sobre Especies Invasoras (GISP por sus siglas en inglés). En Europa, la Convención de Berna llamó a implementar un control estricto y a aplicar programas de erradicación de las especies ya introducidas (Genovesi 2005). En lo que respecta a nuestro continente, la Comisión de Cooperación

Cuadro 6.1 Situación en México respecto a 100 de las especies invasoras más dañinas del mundo

Organismo	Especie
Microorganismos	
Cogollo racimoso del banano	"Banana bunchy top"
Malaria aviar	*Plasmodium relictum*
▶ Peste bovina	Virus rinderpest
Hongos	
▶ Afanomicosis	*Aphanomyces astac*
Chanero del castaño	*Cryphonectria parasitica*
Grafiosis del olmo	*Ophiostoma ulmi*
▶ Podredumbre de raíz	*Phytophthora cinnamomi*
▶ Quitridiomicosis cutánea	*Batrachochytrium dendrobatidis*
Plantas acuáticas	
▶ Alga wakame	*Undaria pinnatifida*
Caulerpa	*Caulerpa taxifolia*
Espartina	*Spartina anglica*
▶ Jacinto de agua	*Eichhornia crassipes*
Plantas terrestres	
Acacia negra	*Acacia mearnsii*
Acacia pálida	*Leucaena leucocephala*
Árbol de la pimienta	*Schinus terebinthifolius*
Árbol de la quinina	*Cinchona pubescens*
▶ Arroyuda	*Cecropia peltata**
▶ Caña común	*Arundo donax*
Carpinchera mimosa	*Mimosa pigra*
Carrizo marciego	*Imperata cylindrica*
▶ Cayeputi australiano	*Melaleuca quinquenervia*
▶ Chumbera	*Opuntia stricta**
▶ Clidemia	*Clidemia hirta*
Edichio	*Hedychium gardnerianum*
▶ Falopia japonesa	*Fallopia japonica*
Faya	*Myrica faya*
Frambueso amarillo	*Rubus ellipticus*
▶ Guaco mikania	*Mikania micrantha**
Guayabo fresero	*Psidium cattleianum*
Hiptage	*Hiptage benghalensis*
▶ Kudzú	*Pueraria lobata*
▶ Lantana	*Lantana camara**
▶ Lechetrezna frondosa	*Euphorbia esula*
Ligustro	*Ligustrum robustum*
▶ Mezquite	*Prosopis glandulosa**
▶ Miconia	*Miconia calvescens**
Pino resinero	*Pinus pinaster*
▶ Salicaria púrpura	*Lythrum salicaria*
Shoebutton ardisia	*Ardisia elliptica*
▶ Siam	*Chromolaena odorata**
▶ Tamarisco	*Tamarix ramosissima*
Tojo	*Ulex europaeus*
Tulipán africano	*Spathodea campanulata*
Wedelia	*Sphagneticola trilobata*
Invertebrados acuáticos	
Almeja asiática	*Potamocorbula amurensis*
Cangrejo chino	*Eriocheir sinensis*
Cangrejo de mar común	*Carcinus maenas*
Caracol manzana dorado	*Pomacea canaliculata*
Ctenóforo americano	*Mnemiopsis leidyi*
Estrella de mar japonesa	*Asterias amurensis*
Mejillón	*Mytilus galloprovincialis*
Mejillón cebra	*Dreissena polymorpha*
Pulga espinosa de anzuelo	*Cercopagis pengoi*
Invertebrados terrestres	
Áfido del ciprés	*Cinara cupressi*
Avispa común	*Vespula vulgaris*
Caracol gigante africano	*Achatina fulica*
Caracol lobo	*Euglandina rosea*
Escarabajo asiático de cuerno largo	*Anoplophora glabripennis*
Escarabajo de khapra	*Trogoderma granarium*
▶ Hormiga argentina	*Linepithema humile*
Hormiga icona	*Pheidole megacephala*
Hormiga loca	*Anoplolepis gracilipes*
▶ Hormiga roja de fuego	*Solenopsis invicta*
Oruga peluda	*Lymantria dispar*
▶ Mosca blanca del tabaco	*Bemisia tabaci*
Mosquito de la malaria	*Anopheles quadrimaculatus*
Mosquito tigre asiático	*Aedes albopictus*
▶ Pequeña hormiga de fuego	*Wasmannia auropunctata*
Planaria terrestre	*Platydemus manokwari*
Termita subterránea de Formosa	*Coptotermes formosanus shiraki*
Anfibios	
Coquí común	*Eleutherodactylus coqui*
▶ Rana toro	*Rana catesbeiana*
▶ Sapo gigante	*Bufo marinus**



Cuadro 6.1 [*concluye*]

Organismo	Especie
Peces	
▶ Carpa	*Cyprinus carpio*
▶ Gambusia	*Gambusia affinis*
▶ Perca americana	*Micropterus salmoides**
Perca del Nilo	*Lates niloticus*
Pez gato andador	*Clarias batrachus*
▶ Tilapia de Mozambique	*Oreochromis mossambicus*
▶ Trucha arco iris	*Oncorhynchus mykiss**
▶ Trucha común	*Salmo trutta*
Aves	
Bulbul cafre	*Pycnonotus cafer*
▶ Estornino pinto	*Sturnus vulgaris*
Miná común	*Acridotheres tristis*
Reptiles	
Culebra arbórea café	*Boiga irregularis*
▶ Galápago de Florida	*Trachemys scripta*

Organismo	Especie
Mamíferos	
▶ Ardilla gris americana	*Sciurus carolinensis*
Armiño	*Mustela erminea*
▶ Cabra	*Capra hircus*
Ciervo	*Cervus elaphus*
▶ Coipú	*Myocastor coypus*
▶ Conejo	*Oryctolagus cuniculus*
▶ Gato doméstico	*Felis catus*
▶ Jabalí	*Sus scrofa*
Macaco cangrejero	*Macaca fascicularis*
Mangosta javanesa	*Herpestes javanicus*
▶ Rata negra	*Rattus rattus*
▶ Ratón doméstico	*Mus musculus*
Zarigüeya australiana	*Trichosurus vulpecula*
▶ Zorro	*Vulpes vulpes*

Fuente: modificado de Lowe *et al.* (2004.)

* Especies de México invasoras en otras partes del mundo.
Nota: las especies precedidas del signo ▶ (46) están presentes en el país.

Ambiental y el Tratado de Libre Comercio de América del Norte (TLC), la Alianza para la Seguridad y Prosperidad de América del Norte (ASPAN), la Organización Marítima Internacional (OMI) y el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB), del que México es signatario, han definido el tema de las especies invasoras como prioritario.

6.3 Impactos de la flora y la fauna introducidas

6.3.1 Impacto biológico y ecológico

Las especies exóticas perjudican los servicios ambientales y por consiguiente el bienestar humano. Se ha demostrado que las especies exóticas son responsables de un elevadísimo número de extinciones y de muchos otros daños ambientales catastróficos, que se expresan de manera exacerbada en las islas (Wilson *et al.* 1992; Pimentel 2002; Primack 2002; Veitch y Clout 2002; Bolen y Robinson 2003; Courchamp *et al.* 2003; véase el capítulo 10 del volumen I). Aguirre-Muñoz *et al.* (2008) y Samaniego-Herrera *et al.* (2008) documentan el caso de las islas de México. Czech y Krausmann (1997) señalan los efectos de las especies exóticas invasoras como la causa primordial de amenaza para las especies nativas de Estados Unidos. En México se han realizado solo algunos análisis detallados al respecto, como el de las islas, y a la fecha se ha registrado ya la extinción de 22 especies de vertebrados nativos por depredación o competencia por parte de mamíferos exóticos invasores (cuadro 6.2).

Por otro lado, las plantas exóticas invasoras, por ejemplo *Bromus tectorum* (Steward y Hull 1949; Mack 1981), han degradado millones de hectáreas de áreas naturales en todo el mundo. Sin embargo, las autoridades en materia agrícola en general sobrevaloran los beneficios económicos de los cultivos importados y minimizan los efectos negativos sobre la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas propios.

De los análisis realizados por Mooney y Hobbs (2000), Van Driesche y Van Driesche (2000) y Todd (2001) sobre los impactos principales de las especies exóticas a escala global, *grosso modo* se puede distinguir entre impactos directos e indirectos. Entre los directos se cuentan la depredación, la competencia, la alteración de hábitats y los daños físicos y químicos al suelo. Por otro lado, los impactos indirectos —introducción de semillas, propágulos, enfermedades, endo y ectoparásitos y desequilibrio

Cuadro 6.2 Vertebrados terrestres de México extintos por causa de especies exóticas invasoras

Especie	Nombre común	Estatus taxonómico	Referencia
Peces			
Notropis orca	Carpa de El Paso	Especie endémica de México	Ceballos (1993)
Reptiles			
Apalone ater	Tortuga de caparazón blando de Cuatrociénegas	Especie endémica de Cuatrociénegas, Coahuila	Ceballos (1993)
Aves			
Oceanodroma macrodactyla	Petrel de Guadalupe	Especie endémica de Isla Guadalupe	Jehl y Everett (1985)
Caracara lutosa	Caracara de Guadalupe	Subespecie endémica de Isla Guadalupe	Jehl y Everett (1985)
Zenaida graysoni	Paloma de Socorro	Especie endémica de Isla Socorro	Jehl y Parkes (1983)
Micrathene whitneyi graysoni	Tecolote enano de Socorro	Subespecie endémica de Isla Socorro	Jehl y Parkes (1983)
Colaptes auratus rufipileus	Carpintero	Subespecie endémica de Isla Guadalupe	Jehl y Everett (1985)
Thryomanes bewickii brevicauda	Saltapared de Guadalupe	Subespecie endémica de Isla Guadalupe	Jehl y Everett (1985)
Regulus calendula obsurus	Reyezuelo sencillo de Guadalupe	Subespecie endémica de Isla Guadalupe	Jehl y Everett (1985)
Pipilo maculatus consobrinus	Toqui pinto de Guadalupe	Suebespecie endémica de Isla Guadalupe	Jehl y Everett (1985)
Aimophila ruficeps sanctorum	Zacatonero	Subespecie endémica de Isla Todos Santos	McChesney y Tershy (1998)
Quiscalus palustris	Zanate del Lerma	Especie endémica de México	Ceballos et al. (2002)
Carpodacus mexicanus mcgregori	Pinzón mexicano	Subespecie endémica de Isla San Benito	Boswall (1978)
Mamíferos			
Chaetodipus baileyi fornicatus	Ratón de abazones	Subespecie endémica de Isla Monserrat	Álvarez-Castañeda y Ortega-Rubio (2003)
Neotoma anthonyi	Rata cambalachera de Todos Santos	Especie endémica de Isla Todos Santos	Mellink (1992b)
Neotoma bunkeri	Rata de campo de Coronados	Especie endémica de las islas Coronados	Álvarez-Castañeda y Ortega-Rubio (2003)
Neotoma martinensis	Rata cambalachera de San Martín	Especie endémica de Isla San Martín	Mellink (1992a)
Neotoma varia	Rata de Turner	Especie endémica de Isla Turner	Álvarez-Castañeda y Ortega-Rubio (2003)
Oryzomys nelsoni	Rata arrocera de Tres Marías	Especie endémica de Isla María Madre	Wilson (1991)
Peromyscus guardia harbitsoni	Ratón de Ángel de la Guarda	Subespecie endémica de Isla Granito	Álvarez-Castañeda y Ortega-Rubio (2003)
Peromyscus guardia mejiae	Ratón de Mejía	Subespecie endémica de Isla Mejía	Álvarez-Castañeda y Ortega-Rubio (2003)
Peromyscus maniculatus cineritius	Ratón de San Roque	Subespecie endémica de Isla San Roque	Álvarez-Castañeda y Patton (1999)
Peromyscus pembertoni	Ratón de San Pedro Nolasco	Especie endémica de San Pedro Nolasco	Álvarez-Castañeda y Ortega-Rubio (2003)

en las redes tróficas— también ocasionan cambios dramáticos en las comunidades y en los ecosistemas.

6.3.2 Flora terrestre exótica en México

En 2007, la Conabio publicó una lista de 665 especies invasoras en México (IMTA *et al.* 2007). De estas, 23 fueron identificadas como prioritarias de acuerdo con tres criterios: *a*] crecen en ambientes naturales, *b*] son malezas ambientales nocivas en otros países y *c*] es viable su erradicación, contención o mitigación (Conabio *et al.* 2006). En lo que respecta a plantas fanerógamas, Villaseñor y Espinosa-García (2004) publicaron una lista de 618 especies exóticas presentes en el país. Señalan que la proporción de estas especies (2.7%) es baja si se compara con la gran riqueza de especies nativas (22 968), y en coincidencia con escalas espaciales menores (Van Devender *et al.* 1997). Sin embargo, el listado nacional únicamente incluye registros de plantas exóticas en zonas no perturbadas, por lo que especies registradas como introducidas o cultivadas, pero sin evidencia de haber escapado a hábitats naturales, no son consideradas. Esto, aunado a la creciente actividad comercial y turística y a estrategias de prevención inadecuadas, indica que el número de plantas exóticas establecidas en los ecosistemas naturales del país crece cada año. En las zonas más pobladas la tasa de introducción es mayor. Espinosa-García *et al.* (2004) encontraron una correlación positiva entre el tamaño de la población humana o del disturbio causado por humanos y el número de especies de plantas exóticas.

Un caso notable en México es el del pasto buffel (*Cenchrus ciliaris*), una especie originaria del sureste de Asia y del este de África que es usada como forraje en muchos países (Sanderson *et al.* 1999). Durante las décadas de los treinta y cuarenta fue introducido en Estados Unidos y México para mejorar los forrajes de las zonas de pastoreo. En poco tiempo, los pastos buffel se dispersaron de forma inusitada y ahora cubren más de un millón de hectáreas, tan solo en Sonora (Van Devender *et al.* 1997; Arriaga *et al.* 2000). Estos pastizales representan una amenaza para la biodiversidad debido a que son promovidos a partir de la remoción de la cubierta vegetal original y a que invaden y transforman hábitats naturales (Búrquez *et al.* 2002; Arriaga *et al.* 2004).

El género *Tamarix*, que incluye árboles y arbustos introducidos del este de Europa (Gaskin y Schaal 2002), se ha usado por décadas para la fijación de dunas, formación de barreras rompevientos y reforestación de hábitats áridos y semisalinos. Ampliamente distribuido en las zonas templadas del país, incluyendo áreas naturales, este género está incrementando la salinidad del suelo debido a que absorbe sales de las capas profundas. Además, tiene efectos alelopáticos y tiende al crecimiento malezoide dado que también se propaga vegetativamente a partir de raíces. Además, es capaz de invadir ambientes diversos provocando decrementos importantes en la diversidad de los bosques riparios (Zimmerman 1997). Mack *et al.* (2000), entre otros, señalan una opción a la erradicación llana: una estrategia de manejo del ecosistema a largo plazo. En el mismo sentido, Nagler *et al.* (2005) sugieren como una opción viable la restauración pasiva ante la invasión de *Tamarix*, más que la erradicación de esta invasora.

En las costas del país, el mal llamado pino de mar o pino salado (*Casuarina* spp.) está causando problemas muy serios en los humedales y manglares. El género *Casuarina* es originario de Oceanía y Asia. Varias especies de *Casuarina* fueron introducidas con fines de aprovechamiento, pero el proyecto se abandonó muy pronto. Se encontró que la madera es quebradiza y muy susceptible a las termitas. La pulpa para papel es de baja calidad y por su concentración de taninos es poco recomendable para forraje (Morton 1980). Actualmente hay poblaciones densas de casuarinas en las costas del Golfo de México y el Mar Caribe, así como en algunos puntos aislados continentales. En la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an se realizó en 1995 un programa de erradicación de casuarinas.

Invertebrados

Los insectos invasores están afectando no solo la biodiversidad, sino que ocasionan graves pérdidas de recursos agrícolas y forestales. Algunas de las especies presentes en los bosques de Norteamérica y que constituyen un riesgo para México están enlistadas en las bases de datos del sistema de información de plagas forestales para Norteamérica *<www.spfnic.fs.fed.us/exfor>*. *Agrilus planipennis* y *Sirex noctilio* afectan respectivamente a los pinos (*Pinus* spp.) y fresnos (*Fraxinus* spp.) en Estados Unidos, y si han llegado a México representan un importante riesgo económico y ecológico (Conabio *et al.* 2006).

Entre las especies más peligrosas para México —por los efectos desastrosos que han causado en otros países— están la palomilla del nopal (*Cactoblastis cactorum*) y el cactófago *Hypogeococcus festerianus* (IMTA *et al.* 2007). La palomilla del nopal es originaria de Sudamérica y fue utilizada como control biológico de *Opuntia* spp. en Australia y Sudáfrica. En México, *C. cactorum* fue detectada en agosto de 2006 en Isla Mujeres, y en Isla

Contoy, en el Caribe, en mayo de 2007 (Senasica 2008). Evitar su penetración y dispersión al territorio continental debe ser una prioridad nacional, ya que de lo contrario habría un enorme impacto sobre la ecología de las abundantes zonas áridas del país, donde el género *Opuntia* es pieza clave. Se estima que para algunas de las especies de cactus de este género, la invasión de la palomilla podría incluso significar la extinción (Zimmermann *et al.* 2000; Soberón *et al.* 2001; Zimmermann *et al.* 2004; Zimmermann y Pérez-Sandi 2006) y afectaría diversas especies de vertebrados e invertebrados que dependen de los nopales. Asimismo, tendría serias consecuencias en toda la economía nacional que depende del aprovechamiento del nopal y la tuna, además de las consecuencias sobre nuestras profundas tradiciones culinarias y culturales. Aunque la Sagarpa declaró erradicado el brote en Isla Mujeres en septiembre de 2008 (NAPPO 2008) y se ha comenzado a tomar medidas preventivas para controlar la infestación de *C. cactorum*, se requiere implementar un sistema de alerta temprana y de respuesta inmediata en diversos estados de la República mexicana.

Vertebrados

Los impactos más severos ocasionados por vertebrados tienen que ver con los mamíferos exóticos sobre las poblaciones de aves y mamíferos nativos. Un ejemplo es el trabajo de Atkinson y Atkinson (2000), el cual trata sobre las 14 especies de vertebrados terrestres más dañinas en las islas del Pacífico. De ellas, 12 son mamíferos: cuatro roedores, cuatro carnívoros y cuatro herbívoros de distintos órdenes (las dos restantes son un anfibio y un reptil). Los mamíferos exóticos representan una de las causas principales de las extirpaciones y extinciones de aves alrededor del mundo (Blackburn *et al.* 2004). México tiene un avance notable en restauración de islas por medio de la erradicación de vertebrados introducidos (Samaniego-Herrera *et al.* 2008). Se han erradicado a la fecha 40 poblaciones de vertebrados exóticos —gatos ferales, cabras, ratas, cerdos, etc.— de 27 islas del noroeste de México. La información sobre programas de control y erradicación de fauna exótica en México es notablemente escasa para un país megadiverso. En 2007 la Conabio reportaba 56 especies de vertebrados invasores: 10 especies de anfibios y reptiles, 30 de aves y 16 de mamíferos (Conabio 2007b). Álvarez-Romero *et al.* (2008) realizaron una revisión del grupo de los mamíferos exóticos para el país y reportan un total de 58 especies. Entre los impactos negativos de estas especies se cuentan la extirpación de docenas de colonias de aves marinas y la extinción de 22 especies de vertebrados nativos (cuadro 6.2). Se puede prever que de no actuar en forma inmediata estas listas seguirán creciendo (cuadro 6.3).

6.3.3 Impacto económico y social

Pimentel *et al.* (2000) y Pimentel *et al.* (2005) calcularon las pérdidas anuales (en dólares) debidas a especies exóticas invasoras en cinco países: Estados Unidos, 120 000 millones —aspecto analizado antes por el Congreso de ese país (Simberloff 1996)—; Sudáfrica, 7 000 millones; Reino Unido, 12 000 millones; Brasil, 50 millones, e India, 117 000 millones. En Australia, las pérdidas económicas atribuidas a las cabras ferales suman 25 millones de dólares al año (Parkes *et al.* 1996). Simberloff (1996) menciona que los costos económicos y el daño a la salud humana por patógenos y parásitos introducidos no se han estimado formalmente, pero deben ser enormes.

El mosquito tigre (*Aedes albopictus*), introducido en los años ochenta de Japón a Estados Unidos, ataca más hospederos que ninguna otra especie (incluyendo reptiles, aves y mamíferos), y puede transmitir diversas enfermedades, entre las que se cuentan la encefalitis, la fiebre amarilla y el dengue. En México no existen estimaciones generales de pérdidas económicas relacionadas con especies exóticas. El costo debe ser significativo a juzgar por las estimaciones de otros países (Espinosa-García 2003). A los costos derivados del efecto y manejo de las especies ya introducidas es necesario sumar los gastos referentes a la prevención, detección y erradicación temprana, siempre menores que el control, la mitigación o la erradicación.

Cuadro 6.3 Resumen del número de especies nativas y exóticas invasoras presentes en México

Taxa	Especies nativas en México (endémicas)	Especies exóticas invasoras en México	Referencia
Plantas	22 800 (9 300)	665	Conabio 2007a, b
Anfibios	361 (174)	2	Flores-Villela y Gerez 1994
Reptiles	804 (368)	8	Flores-Villela y Canseco 2004.
Aves	1 060 (111)	30	Conabio 2007a, b
Mamíferos	522 (157)	16	Conabio 2007a, b; Ceballos 1999

6.3.4 Prevención, control y erradicación

Prevención

Una de las mejores acciones para enfrentar el grave problema de la introducción de especies es la prevención. Esta acción es más costeable, económica y ambientalmente amigable que cualquier medida de remediación aplicada para combatir una introducción (Shine *et al.* 2000). Considerando la severidad de los daños, se deben crear, promover y aplicar medidas locales e internacionales para prevenir la introducción de nuevas especies, o su reintroducción en ciertos casos. Las acciones preventivas son diferentes si se trata de introducciones intencionales o accidentales. Las introducciones intencionales pueden prevenirse mediante prohibiciones totales, parciales o condicionadas. La previsión de introducciones accidentales debe identificar los principales vectores y establecer sistemas de revisiones y cuarentenas. Por último, y no menos importante, la educación ambiental de todos los sectores —educación básica, opinión pública, academia, gobiernos y comunidades locales— es un requisito indispensable para que cualquier regulación funcione. Esto es particularmente cierto para los países menos desarrollados, como México, donde la normatividad a este respecto es pobre y los recursos para vigilancia son escasos (véase recuadro 6.1). Es indispensable un programa de difusión nacional, para el público en general, que promueva códigos de conducta voluntarios orientados a prevenir la introducción de especies.

¿Control o erradicación?

Dada la crisis por la que atraviesa la biodiversidad actual, las acciones de conservación son indispensables pero, en muchos casos, insuficientes debido al grado de deterioro. La restauración ecológica se ha reconocido como un deber de la humanidad, sobre todo en los casos en que los ecosistemas se encuentran sumamente alterados. Entre los diversos instrumentos para la restauración ecológica están el control y la erradicación de especies exóticas. El control implica limitar la abundancia de la población problema, por medio de un esfuerzo constante y sostenido a largo plazo. La erradicación persigue la eliminación total de la población y concentra el esfuerzo en un periodo definido. Después de una erradicación es esencial implementar programas permanentes enfocados a prevenir nuevas invasiones. Así, tanto los programas de control como de erradicación deben seguir cuatro fases esenciales: *1*] definición del problema, *2*] elaboración del programa, *3*] implementación del programa, *4*] evaluación y monitoreo. Debido a que muchas especies introducidas suelen dispersarse rápidamente, la erradicación solo resulta económica y ecológicamente viable en ciertas situaciones, como en el caso de introducciones recientes. El caso de las islas y los oasis representa una excelente oportunidad para llevar a cabo en forma eficaz erradicaciones de especies exóticas invasoras y evitar con ello cientos de extinciones de flora y fauna nativas.

La opinión pública es cada vez más importante en el desarrollo y éxito de los programas de control y erradicación de especies exóticas. Cuando es favorable, contribuye al éxito en el largo plazo, ya que el riesgo de reintroducciones se minimiza. Por el contrario, la oposición de ciertos grupos radicales ha obstaculizado algunas campañas de erradicación (Donlan y Comendant 2003; Lowe *et al.* 2004; Genovesi 2005). Tal es el caso de algunos grupos de protección de los animales que, contradictoriamente, prefieren defender la existencia de vertebrados exóticos a pesar de su impacto, muchas veces irreversible, a la fauna y flora nativas, y por ende al capital natural nacional.

Se reconoce en todo el mundo que la erradicación de especies exóticas es una herramienta clave para la conservación de la biodiversidad, y que mientras menos la utilicemos mayores serán los efectos negativos irreversibles acumulados (Byers *et al.* 2002). Las principales barreras que impiden o dificultan una aplicación a gran escala de esta estrategia son: *a*] la ausencia de medidas oportunas —como complemento inevitable del principio precautorio cuando el daño ha sido hecho— por parte de los tomadores de decisiones; *b*] los marcos legales inadecuados; *c*] La falta de personal especializado en investigación de avanzada y en trabajo aplicado de campo, y *d*] la falta de un financiamiento integral. A pesar de las limitaciones de todo tipo, el caso de las islas de México es un proceso en marcha de erradicación exitosa de especies introducidas, que destaca en el mundo (Aguirre Muñoz *et al.* 2005, 2008). De acuerdo con Genovesi y Shine (2003), para prevenir y dar respuestas eficientes, las políticas nacionales deben: *a*] promover la educación ambiental como instrumento que facilite el involucramiento y la participación de las comunidades locales en los proyectos de erradicación; *b*] revisar la legislación para asegurar que el estatus de las especies exóticas sea compatible con las medidas de mitigación; *c*] involucrar en la problemática a las diferentes dependencias gubernamentales, para hacer más eficientes los procedimientos de autorización y

Recuadro 6.1 Resumen de la normatividad sobre especies invasoras

Virginia Cornett • Porfirio Álvarez

Panorama de la regulación

La Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio) reconoce en la *Estrategia nacional sobre biodiversidad de México*, publicada en 2000, de acuerdo con el compromiso contraído como signatario del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB), que es necesario enfrentar el problema de las especies exóticas para proteger y conservar la biodiversidad de México. Las acciones prioritarias propuestas fueron las siguientes: *a*] desarrollar un inventario de las especies exóticas terrestres y acuáticas presentes en el territorio mexicano; *b*] establecer un programa nacional de control o erradicación de especies exóticas; *c*] establecer disposiciones legales, administrativas y políticas que regulen la translocación y el movimiento de especies; *d*] imponer la obligatoriedad de hacer evaluaciones técnicas y científicas del impacto ambiental, previas a la autorización para la translocación e introducción de especies, y *e*] crear un comité dictaminador permanente con la responsabilidad específica de resolver los asuntos relativos a las especies exóticas y a la translocación de especies.

Hasta la fecha, y a ocho años de la publicación de la *Estrategia nacional*, solamente existen algunos pasos encaminados a cumplir con los incisos *a*] y *d*], por medio de los esfuerzos de la Conabio y la Semarnat con otros órganos, como la Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte (CCA), para desarrollar un inventario de especies invasoras en México, estudiar las vías de introducción de las mismas y definir lineamientos para un análisis de riesgo. Con estos procesos esenciales en marcha, es importante ahora establecer las políticas y reglas para la prevención y el control de la introducción de especies invasoras. En relación con esta segunda etapa, el Tercer Informe Nacional de México a la CDB presentado en 2006 concluye lo siguiente: "Existen pocos avances en la materia, ya que es incipiente el avance en sistemas para prevenir y controlar especies invasoras; lo anterior se debe a una desatención por parte de los sectores involucrados, y es necesario incrementar los recursos financieros, la investigación y tecnología".

Normatividad actual

En el marco internacional, México es signatario de la mayoría de los instrumentos que contienen alguna aplicación respecto a las especies invasoras. Estos tratados internacionales imponen responsabilidades a sus signatarios. La CDB, por ejemplo, en su artículo 8 inciso h, establece que cada parte contratante "impedirá que se introduzcan, controlará o erradicará las especies exóticas que amenacen a ecosistemas, hábitats o especies".

En el contexto regional, México es miembro de la Organización Norteamericana para la Protección de las Plantas (NAPPO), que establece estándares fitosanitarios regionales para la exportación e importación de plantas; de la CCA, que está trabajando con la Conabio y la Sagarpa en los aspectos antes mencionados, y de la Alianza para la Seguridad y la Prosperidad de América del Norte, que tiene en su agenda "combatir la propagación de especies invasoras tanto en aguas costeras como en aguas dulces".

Con base en lo anterior, se puede ver que México ha suscrito compromisos importantes en relación con la regulación de especies invasoras en el marco internacional y regional. Sin embargo, este marco, en general, establece ciertas guías y estándares que requieren una implementación nacional, y dicha implementación supone un reto más para México. En los últimos años se han llevado a cabo foros binacionales (entre México y Estados Unidos) y nacionales para definir la agenda y la coordinación institucional, pero el gobierno todavía no ha llegado al punto de emitir una estrategia o un plan nacional para especies invasoras, no ha desarrollado la legislación ni asignado responsabilidades.

Por otro lado, sí existe en México un marco bien establecido para el manejo de plagas de plantas y animales mediante normas fitosanitarias y zoosanitarias. La Sagarpa, por conducto del Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (Senasica), es la encargada de aplicar estas normas. En general, hay poca atención por parte de dichos órganos a las llamadas especies invasoras, fuera de ciertas plagas, ya identificadas y normadas, de animales y plantas relacionados con la agricultura y la ganadería.

Finalmente, la Semarnat, por medio de la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (Profepa) y de la Dirección General de Inspección de Vida Silvestre (DGIVS), es la responsable de vigilar el cumplimiento de la normatividad aplicable al manejo y aprovechamiento de la vida silvestre. Para ello, opera un programa de inspección en puertos, aeropuertos internacionales y puntos fronterizos. Asimismo, la Política Ambiental Nacional para el Desarrollo Sustentable de Océanos y Costas, de la Semarnat, en su sección sobre ecosistemas y biodiversidad, propone objetivos estratégicos y tácticos específicos para controlar las especies invasoras. Ello

hace pensar que existe una infraestructura reglamentaria que se puede extender para cubrir un concepto más amplio de especies invasoras, una vez que se establezcan la política y el marco legal, y se implemente la capacitación a funcionarios, no solamente de la Profepa sino también de la Sagarpa, la Secretaría de Economía y la Secretaría de Comunicaciones y Transportes, entre otros sectores.

Se requiere ahora una revisión detallada de la legislación y una delimitación de responsabilidades para encontrar los vacíos regulatorios y desarrollar una estrategia nacional para corregirlos y manejar el problema de las especies invasoras de manera adecuada. El plan de acción de dicha estrategia tendrá que determinar, como primer paso, qué tipo de institución vigilará la política y la aplicación de las leyes, ya sea una nueva autoridad o un órgano de coordinación entre los sectores involucrados, y si se debe crear una nueva ley marco o simplemente complementar las leyes y reglamentos existentes. Finalmente, será esencial desarrollar las normas oficiales mexicanas que regulen en particular las especies invasoras.

En el CD 3 incluimos un cuadro-resumen de los instrumentos legales y de normatividad existentes en México para atender el problema de las especies invasoras.

que se tomen en consideración casos de emergencia donde las acciones de erradicación sean urgentes; *d*] establecer formas de obtención, análisis y flujo de la información concerniente a especies exóticas, incluyendo claves de identificación por grupos taxonómicos; *e*] implementar sistemas de prevención y alerta temprana; *f*] preparar planes de contingencia específicos por taxa, y *g*] gestionar el equipo, financiamiento y entrenamiento adecuado para responder tanto a introducciones recientes como a necesidades de erradicación postergadas (véase recuadro 6.2).

Técnicas de control y erradicación de plantas exóticas

Las opciones para el control y la erradicación de plantas exóticas son variadas e incluyen las siguientes: *a*] remoción manual o mecánica, *b*] facilitación de especies nativas competidoras, *c*] control biológico, *d*] herbicidas, *e*] quemas prescritas y controladas y *f*] solarización (técnica de desinfección del suelo que aprovecha la radiación solar). Cada método tiene ventajas y desventajas. Con frecuencia, la estrategia más eficaz es la combinación de diversos métodos y técnicas. Bossard *et al.* (2000) describen con detalle cada método y hacen recomendaciones específicas sobre las mejores formas de controlar cada una de las 78 especies exóticas invasoras más dañinas en California. Otros trabajos importantes sobre impactos y control de plantas invasoras son los realizados por Weber (2003), Coombs *et al.* (2004) e Inderjit (2005). En México existen listados regionales (Van Devender *et al.* 1997), listados nacionales de malezas (Villaseñor y Espinosa-García 1998) y de plantas fanerógamas exóticas (Villaseñor y Espinosa-García 2004). No obstante, hacen faltan manuales sobre identificación y control. Sin contar las áreas agrícolas, los esfuerzos de control de plantas exóticas en el país se limitan a unas pocas remociones locales. La mayor parte de la literatura especializada en malezas de México se ocupa de su control químico, desde una perspectiva netamente agrícola, por lo que otros aspectos importantes para su control en áreas naturales (florística, ecología o biología) están poco desarrollados. El *Catálogo de las malezas de México* (Villaseñor y Espinosa-García 1998) contiene información sobre el estatus en cada entidad federativa. Recientemente, a partir de la actualización y revisión de estos datos, se ha comenzado a comparar y a analizar los patrones de distribución de las especies nativas y exóticas (Espinosa-García *et al.* 2004).

Técnicas de control y erradicación de mamíferos exóticos

Hay especies exóticas invasoras en todos los grupos taxonómicos de animales. Los mamíferos atraen interés especial por los severos impactos ocasionados a la biodiversidad mundial. En cuanto al éxito de su control o erradicación, el conocimiento de la biología de la especie problema es fundamental. Se ha enfatizado la importancia del conocimiento acerca del comportamiento social (MacDonald *et al.* 1999) y alimentario (Berdoy y MacDonald 1991). En la mayoría de los países los esfuerzos de investigación y de control aplicados se limitan a la fauna que afecta directamente la agricultura y la ganadería, ignorándose en la mayoría de los casos a la vida silvestre, capital natural de incalculable valor para toda nación. En general, aún no se integra como paradigma universal una visión más ecosistémica u holística en cuanto al efecto de las especies introducidas en el funcionamiento y los procesos ecológicos de los ecosistemas, sobre todo en aquellos frágiles. Es apenas en las últimas décadas que han comenzado a desarrollarse técnicas para el control y erradicación

Recuadro 6.2 La fauna exótica en las islas del noroeste

Luciana Luna Mendoza • Alfonso Aguirre Muñoz • Araceli Samaniego Herrera • Marlenne Rodríguez Malagón

Los ecosistemas insulares son de importancia crítica para la biodiversidad del planeta. Representan no más de 3% de la superficie terrestre, pero albergan de 15 a 20 por ciento del total de plantas, reptiles y aves. Las más de 500 islas principales e islotes de México son el hogar de más de 200 vertebrados endémicos y 110 plantas endémicas. Constituyen el área de reproducción de tortugas, aves y mamíferos marinos. Además, las aguas adyacentes a las islas son también ricas en cuanto a productividad biológica, y de gran valor económico y social para el país.

El problema de la fauna exótica en las islas

En general, se cree que en los últimos 400 años entre 50 y 75 por ciento de las extinciones en el planeta se ha dado en islas. En el caso de las aves, se estima que 85% de las extinciones en tiempos históricos ha ocurrido en islas. Entre los mamíferos esta cifra es de 58% y en moluscos terrestres de 80%. En México, los mamíferos exóticos, especialmente gatos, ratas y cabras, han causado directa e indirectamente la extinción de decenas de especies de flora y fauna insular, así como la extirpación de numerosas colonias de aves marinas. Además de las 26 islas en las que ya se han erradicado especies exóticas, entre 2003 y 2006 se confirmó la presencia de al menos 16 especies de mamíferos exóticos en 27 islas del noroeste de México. De no actuar inmediatamente y con eficacia, las extinciones aumentarán pronto.

Logros a la fecha

Hay un consenso científico amplio en cuanto a que la erradicación de especies introducidas es clave para la conservación de la biodiversidad insular. La restauración de los ecosistemas insulares se está logrando en gran parte con base en programas de erradicación. En México, de 1994 a 2006, son ya 26 islas en las cuales se han erradicado 41 poblaciones de mamíferos exóticos (cuadro 6.4). Este esfuerzo ha protegido y facilitado la recuperación de la flora y fauna nativas, especialmente de las especies endémicas. La recuperación de los ecosistemas, validada con protocolos científicos, es crucial, e incluye el "redescubrimiento" de especies que, por presión de las introducidas, se consideraban extintas.

Presente y futuro

La Isla Guadalupe destaca por su alto grado de endemismos de flora y fauna terrestre y marina. Con la introducción de cabras durante el siglo xix, la cobertura arbórea —pino, ciprés, encino y palma— se redujo de manera dramática: de más de 4 000 hectáreas quedan solo 85. Los gatos domésticos han causado la extinción de dos especies de aves y amenazan a otras poblaciones. La erradicación de cabras, iniciada en 2003, concluyó con éxito en 2007. Gracias a esto el número de plántulas de especies arbóreas pasó de cero en 2003 (que fue la constante en el último siglo) a más de 50 000 en 2007. La erradicación de gatos —que representa un reto mundial— está en fase de planeación. Para mitigar los impactos de los gatos se ha realizado un control puntual en las colonias de aves en los últimos años (véase el recuadro 4.11 del volumen III).

La experiencia práctica acumulada, aunada al desarrollo de nuevas tecnologías en otras latitudes y al apoyo de la sociedad y del gobierno, permitirá la formulación de un programa integral de erradicación de fauna introducida para las islas del país. Se impone un avance rápido en los aspectos legales y de financiamiento —ahora inexistente— hacia un esquema que favorezca la restauración insular en México. Con tales elementos resulta viable la implementación exitosa de acciones de restauración de especies y funciones ecológicas.

Costos estimados de las erradicaciones efectuadas

- Superficie del territorio insular en la que se han realizado erradicaciones de mamíferos exóticos: 50 500 hectáreas.
- Dólares invertidos (en promedio): 188 por hectárea.
- Colonias de aves marinas protegidas (35 taxa): 313.
- Dólares invertidos por colonia de anidación (en promedio): 17 000.
- Especies endémicas protegidas (vertebrados terrestres y marinos): 85.
- Dólares invertidos por especie endémica (en promedio): 35 000.

Es importante aclarar que estas estimaciones no incluyen el trabajo en Isla Guadalupe debido a que el proyecto está en fase de monitoreo de confirmación posterior a la erradicación de cabras. Al incluir Isla Guadalupe, los valores de superficie y de especies protegidas se incrementarán, mientras que los dólares invertidos disminuirán.

de fauna introducida enfocadas en la restauración ecológica. Atkinson y Atkinson (2000) presentaron una síntesis de los métodos de control y erradicación de cada una de las 14 especies de vertebrados terrestres que están dañando las islas del Pacífico. Courchamp *et al.* (2003) describen los métodos de control de mamíferos usados en islas y analizan sus ventajas y desventajas. En países como Australia y Nueva Zelandia, pioneros en la creación de agencias gubernamentales dedicadas al control y erradicación de especies invasoras, la experiencia de las últimas décadas ha llevado a la elaboración de guías nacionales de control de una serie de especies. La agencia australiana para la conservación de la naturaleza ha publicado guías sobre el manejo de caballos, conejos, zorras, cerdos, cabras y roedores exóticos.

Las técnicas y los programas de control de mamíferos deben adecuarse no solo a la especie, sino también a las particularidades ambientales y sociales de cada región. Para el control de mamíferos grandes —como cerdos, cabras y borregos— existen dos técnicas principales: trampeo y cacería. El trampeo consiste en la construcción de trampas grandes, tipo encierros, a las que es posible atraer o arrear manadas enteras. La cacería puede llevarse a cabo desde tierra o en helicóptero (esta última es indispensable cuando los animales viven en zonas escarpadas). La cacería con perros entrenados también es muy útil. El proyecto de restauración que actualmente se encuentra en marcha en la Isla Guadalupe, y que contempla la erradicación de cabras y gatos ferales, representa uno de los proyectos de restauración ecológica más ambiciosos de América Latina y el mundo. La erradicación de las cabras ferales, un total cercano a los 10 000 individuos, se terminó en febrero de 2007. Queda pendiente la erradicación de los gatos ferales. El valor de esa acción radica en la propia importancia ecológica de la isla, con gran cantidad de especies endémicas amenazadas (Aguirre Muñoz *et al.* 2005).

Para mamíferos medianos —conejos, gatos y mangostas, entre otros— las técnicas incluyen trampeo, cacería y agentes químicos y biológicos. El trampeo puede realizarse con trampas individuales de cepo colocadas en lugares estratégicos. La cacería puede combinar el uso de perros y armas. El control químico y biológico se refiere a la utilización de venenos y patógenos específicos, entre los cuales los virus han dado excelentes resultados, lo mismo que diversos venenos anticoagulantes de gran eficacia. El virus *Myxoma* y el virus hemorrágico (RHDV, por sus siglas en inglés), específicos del conejo europeo, han sido utilizados exitosamente en el control y erradicación de esta especie (Williams *et al.* 1995; Kerr y Best 1998; Priddel *et al.* 2000). En México los gatos representan una de las mayores amenazas para la vida silvestre y son responsables de numerosas extinciones. Nogales *et al.* (2004) revisaron las técnicas utilizadas en la erradicación de gatos en 48 islas del mundo, 16 de estas mexicanas. Wood *et al.* (2002) describen las técnicas aplicadas para la erradicación exitosa de gatos en islas de México.

Con mamíferos pequeños, como ratas y ratones, la técnica que ha resultado eficaz es la aplicación de venenos (Howald *et al.* 2007). Los rodenticidas se han aplicado en cebaderos especiales (en el suelo o elevados), mediante dispersión manual y dispersión aérea con helicópteros. Es muy importante determinar los riesgos potenciales para las especies nativas u otras que no son el objetivo. Donlan *et al.* (2003) describen un ejemplo de erradicación de ratas en México usando distintos venenos con métodos simples. Por otro lado, se han llevado a cabo las primeras erradicaciones de rata negra en las islas de San Pedro Mártir y Farallón de San Ignacio, en el Golfo de California, con la más moderna tecnología (Samaniego-Herrera *et al.* 2008). Se hizo por medio de dispersiones aéreas de precisión del rodenticida especial CI-25 de Bell. Se usa una cubeta de tipo agrícola, desarrollada ex profeso en Nueva Zelandia (Helicopters Otago) para erradicaciones, que va instalada en un helicóptero equipado con GPS diferencial y asistido por un sistema de información geográfica. Se trata de las primeras erradicaciones en su tipo en América Latina. La colaboración interinstitucional —barco de la Semar, y apoyo en gestión de Semarnat, Conanp y Segob— fue clave para el éxito del proyecto. Estas islas tienen enorme importancia como hábitat de aves marinas.

En México los programas de erradicación de especies exóticas completados con éxito hasta agosto de 2008 suman 57 erradicaciones en 32 sitios; seis más se encuentran en proceso y 48 aún están pendientes (cuadro 6.4, Fig. 6.1). Todos los programas fueron aplicados en islas y la especie erradicada en todos los casos fue un mamífero. El gato doméstico (*Felis catus*) fue el objetivo en 18 de los casos, lo que representó cerca de la mitad del total mundial de islas con gatos erradicados. Al igual que en casi todo el mundo, no se han realizado erradicaciones de invertebrados ni de organismos marinos.

Un elemento clave para el control y la erradicación de fauna mayor es la cacería a pie y desde helicóptero. Actualmente, la Ley Federal de Armas y Explosivos de la Secretaría de la Defensa Nacional (Sedena 2002) no contempla la caza de control o erradicación para la conservación,

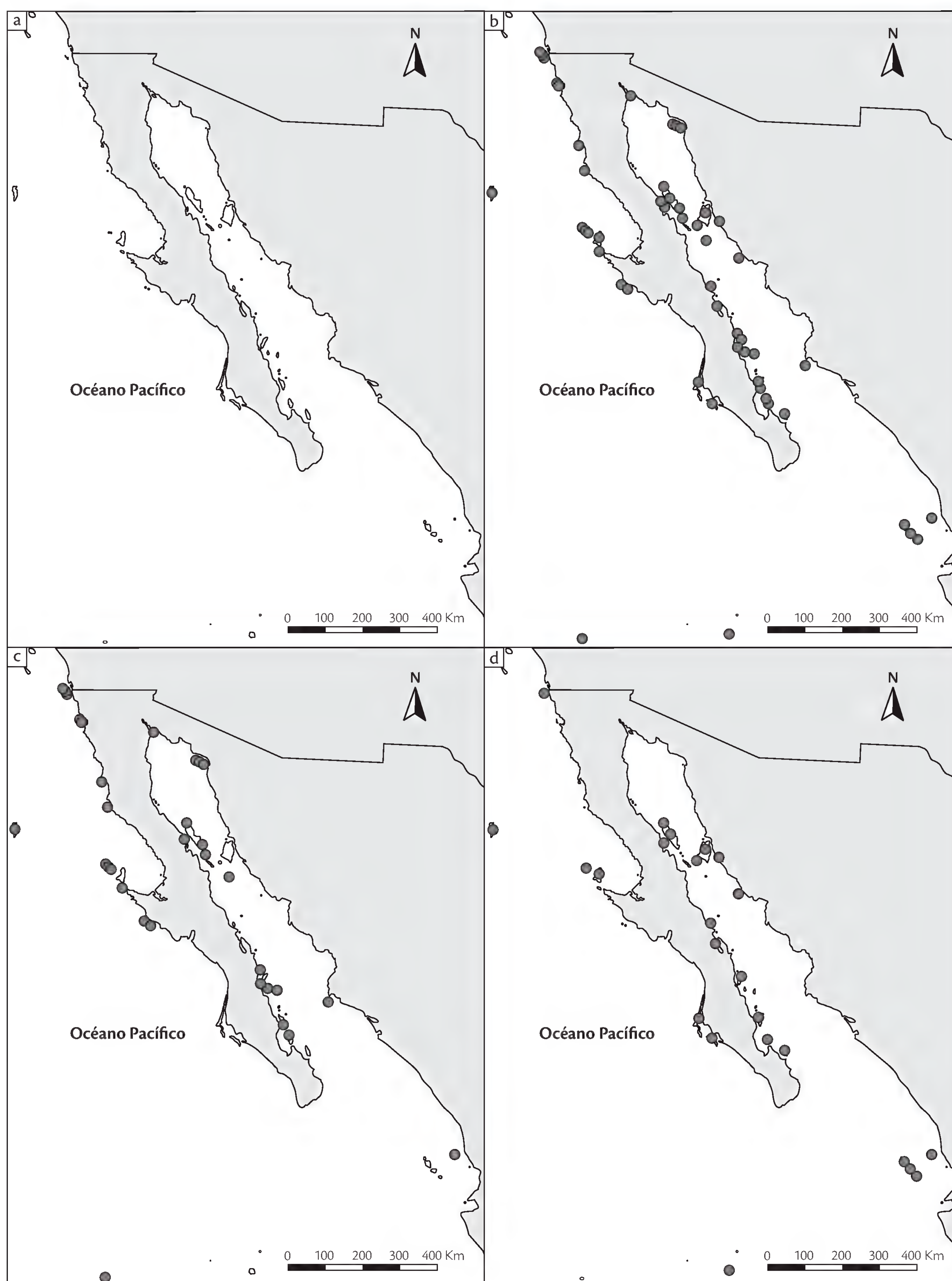


Figura 6.1 Especies introducidas y restauración de islas: ***(a)*** la gran mayoría de las islas de México están en el NW, que cuenta con más de 600; 383 (61%) a lo largo del Golfo de California y 241 (39%) en el Océano Pacífico (INEGI 2005); ***(b)*** 51 islas han tenido poblaciones de mamíferos introducidos —gatos, cabras, ratones, ratas, conejos, entre otros— y salvo una introducción reciente de ratón a San Benito Oeste, todas son anteriores a 1994; ***(c)*** de 1994 a 2007 se han erradicado 57 poblaciones de mamíferos introducidos en 32 islas, y ***(d)*** en 2008 quedaban 24 islas con al menos 50 poblaciones de especies introducidas. En seis de ellas los proyectos de restauración por medio de erradicaciones se encuentran en proceso. Véase el cuadro 6.4. Fuente: Grupo de Ecología y Conservación de Islas (GECI).

Cuadro 6.4 Islas del noroeste de México con especies introducidas y estatus de erradicación (actualizado hasta agosto de 2008)

Isla	Especie	Nombre común	Estatus de erradicación
	Océano Pacífico		
Coronado Norte	*Felis catus*	Gato	Finalizada
Coronado Medio	*Felis catus*	Gato	Finalizada
Coronado Sur	*Capra hircus*	Cabra	Finalizada
	Equus asinus	Burro	Finalizada
	Felis catus	Gato	Finalizada
	Mus musculus	Ratón doméstico	En proceso
Todos Santos Norte	*Sylvilagus* sp.	Conejo	Finalizada
	Felis catus	Gato	Finalizada
	Equus asinus	Burro	Finalizada
Todos Santos Sur	*Canis lupus familiaris*	Perro	Finalizada
	Felis catus	Gato	Finalizada
	Sylvilagus sp.	Conejo	Finalizada
San Martín	*Felis catus*	Gato	Finalizada
San Jerónimo	*Felis catus*	Gato	Finalizada
Guadalupe	*Bos taurus*	Vaca	Finalizada
	Equus asinus	Burro	Finalizada
	Sylvilagus sp.	Conejo	Finalizada
	Capra hircus	Cabra	Finalizada
	Canis lupus familiaris	Perro	Finalizada
	Equus caballus	Caballo	Finalizada
	Felis catus	Gato	En proceso
	Mus musculus	Ratón doméstico	Pendiente
San Benito Oeste	*Sylvilagus* sp.	Conejo	Finalizada
	Capra hircus	Cabra	Finalizada
	Equus asinus	Burro	Finalizada
San Benito Medio	*Sylvilagus* sp.	Conejo	Finalizada
San Benito Este	*Sylvilagus* sp.	Conejo	Finalizada
Cedros	*Canis lupus familiaris*	Perro	Pendiente
	Capra hircus	Cabra	Pendiente
	Felis catus	Gato	Pendiente
	Mus musculus	Ratón doméstico	Pendiente
	Rattus sp.	Rata	Pendiente
Natividad	*Mustela vison*	Visón	Finalizada
	Canis lupus familiaris	Perro	Finalizada
	Ovis aries	Borrego	Finalizada
	Capra hircus	Cabra	Finalizada
	Felis catus	Gato	Finalizada
	Oryctolagus cuniculus	Conejo	Finalizada



Cuadro 6.4 [*continúa*]

Isla	Especie	Nombre común	Estatus de erradicación
San Roque	*Felis catus*	Gato	Finalizada
	Rattus rattus	Rata negra	Finalizada
Asunción	*Felis catus*	Gato	Finalizada
Santa Margarita	*Ammospermophilus leucurus*	Juancito	Pendiente
	Canis lupus familiaris	Perro	Pendiente
	Capra hircus	Cabra	Pendiente
	Equus asinus	Burro	Pendiente
	Equus caballus	Caballo	Pendiente
	Felis catus	Gato	Pendiente
Magdalena	*Canis lupus familiaris*	Perro	Pendiente
	Equus asinus	Burro	Pendiente
	Felis catus	Gato	Pendiente
	Mus musculus	Ratón doméstico	Pendiente
	Rattus rattus	Rata	Pendiente
Clarión	*Felis catus*	Gato	Finalizada
	Sus scrofa	Cerdo	Finalizada
	Ovis aries	Borrego	Finalizada
	Oryctolagus cuniculus	Conejo	Finalizada
Socorro	*Ovis aries*	Borrego	En proceso
Golfo de California			
Montague	*Capra hircus*	Cabra	Finalizada
San Jorge Oeste	*Rattus rattus*	Rata negra	Finalizada
San Jorge Este	*Rattus rattus*	Rata negra	Finalizada
San Jorge	*Rattus rattus*	Rata negra	Finalizada
Mejía	*Felis catus*	Gato	Finalizada
Granito	*Felis catus*	Gato	Pendiente
Ángel de la Guarda	*Felis catus*	Gato	Pendiente
Estanque	*Felis catus*	Gato	Finalizada
Rasa	*Rattus norvegicus*	Rata café	Finalizada
	Mus musculus	Ratón doméstico	Finalizada
San Pedro Mártir	*Rattus rattus*	Rata negra	Finalizada
San Esteban	*Canis lupus familiaris*	Perro	Pendiente
	Rattus norvegicus	Rata café	Pendiente
Tiburón	*Canis lupus familiaris*	Perro	Pendiente
	Ovis canadensis mexicana	Borrego cimarrón	Pendiente
	Rattus sp.	Rata	Pendiente
Alcatraz	*Canis lupus familiaris*	Perro	Finalizada
	Felis catus	Gato	Finalizada



Cuadro 6.4 [*concluye*]

Isla	Especie	Nombre común	Estatus de erradicación
Pelícano (Alcatraz)	*Mus musculus*	Ratón casero	Pendiente
Coronado (Smith)	*Capra hircus*	Cabra	Pendiente
Cerralvo	*Capra hircus*	Cabra	Pendiente
	Felis catus	Gato	Pendiente
Coyote (El Pardito)	*Canis lupus familiaris*	Perro	Pendiente
	Felis catus	Gato	Pendiente
San Pedro Nolasco	*Felis catus*	Gato	Pendiente
	Rattus rattus	Rata negra	Pendiente
San Marcos	*Capra hircus*	Cabra	Pendiente
	Felis catus	Gato	Pendiente
Danzante	*Felis catus*	Gato	Finalizada
Coronados	*Felis catus*	Gato	Finalizada
Carmen	*Capra hircus*	Cabra	Pendiente
	Felis catus	Gato	Pendiente
	Ovis canadiensis mexicana	Borrego cimarrón	Pendiente
Montserrat	*Felis catus*	Gato	Finalizada
Santa Catalina	*Felis catus*	Gato	Finalizada
Farallón de San Ignacio	*Rattus rattus*	Rata negra	Finalizada
San José	*Capra hircus*	Cabra	Pendiente
	Equus asinus	Burro	Pendiente
	Felis catus	Gato	Pendiente
San Francisquito	*Capra hircus*	Cabra	Finalizada
	Felis catus	Gato	Finalizada
Espíritu Santo	*Capra hircus*	Cabra	En proceso
La Partida	*Felis catus*	Gato	Finalizada
Isabel	*Felis catus*	Gato	Finalizada
	Rattus rattus	Rata negra	En proceso
María Madre	*Capra hircus*	Cabra	Pendiente
	Felis catus	Gato	En proceso
	Rattus rattus	Rata negra	Pendiente
María Magdalena	*Capra hircus*	Cabra	Pendiente
	Odocoileus virginianus	Venado cola blanca	Pendiente
	Rattus rattus	Rata negra	Pendiente
María Cleofas	*Capra hircus*	Cabra	Pendiente
	Felis catus	Gato	Pendiente
	Rattus rattus	Rata negra	Pendiente

aunque esta tiene un gran potencial en nuestro país. Esa actividad se hace actualmente bajo la cobertura de cacería deportiva, al amparo de clubes de caza y tiro. Una revisión de esa ley y su reglamento debiera incorporar en forma integral —adquisición, registro, posesión, importación y uso de armas y municiones apropiadas y especiales—, y de manera privilegiada, la cacería de especies introducidas con motivos de conservación, reconociendo como usuarios a dependencias gubernamentales y organizaciones ambientalistas, con el indispensable involucramiento de las comunidades locales. La erradicación, como medida drástica para eliminar los efectos de las especies exóticas sobre la flora y fauna nativas, se ha utilizado como instrumento privilegiado de la conservación en algunos casos. No pueden obviarse las implicaciones ambientales, éticas, sociales y culturales, que son diversas. Para que la erradicación resulte una opción válida, es necesario ponderar los costos y beneficios de su aplicación. Así, programas de erradicación a gran escala pueden implicar un alto riesgo para especies no blanco. La utilización de insecticidas de amplio espectro y las consecuencias sobre insectos nativos y otro tipo de fauna, incluyendo humanos, es polémica y puede tener grandes costos. Por otra parte, la decisión de comenzar un programa de erradicación es en ocasiones evaluada solo bajo consideraciones ecológicas. Sin embargo, en otros casos intervienen decisiones de tipo comercial (p. ej., los programas de erradicación de la mosca del Mediterráneo). A este respecto, Myers *et al.* (2000) señalan la necesidad de que los programas de erradicación cubran obligatoriamente seis requisitos para que tengan éxito: *1*] deben existir suficientes recursos financieros para sostener el programa de erradicación hasta su conclusión; *2*] las líneas de autoridad deben quedar claramente establecidas y deben ser lo suficientemente flexibles para permitir a los individuos o a las agencias llevar a cabo acciones concretas; *3*] la biología de los organismos que se pretende erradicar debe hacerlos susceptibles a los procedimientos de control; *4*] se deben evitar a toda costa las reintroducciones, ya que el programa estará destinado a fracasar en caso de que haya un flujo continuo de individuos, lo que implica monitoreo continuo y aplicación de medidas preventivas —por ejemplo, los análisis de riesgos y puntos críticos de control HACCP (USFWS 2008)— y de control al mismo tiempo; *5*] la especie invasora deberá ser detectable en densidades relativamente bajas, con el fin de asegurar su detección temprana (o la confirmación de su erradicación); *6*] en el caso de erradicaciones que impliquen la remoción de especies clave (p. ej., depredadores o herbívoros) se deberá llevar a cabo un programa de restauración inmediata. Finalmente, en ciertas situaciones se impone aceptar acciones alternativas a la erradicación. Pueden considerarse: *a*] la reducción de las densidades de poblaciones en grandes áreas, con lo que disminuyen los costos del control; *b*] la reducción de la dispersión, por medio de barreras o zonas de amortiguamiento, y *c*] el control biológico tradicional.

6.4 Especies invasoras en ecosistemas acuáticos

La introducción de especies exóticas acuáticas ha sido identificada como uno de los riesgos ambientales más críticos a los que actualmente se enfrentan las especies, los hábitats acuáticos y la biodiversidad en general (Hopkins 2001). Así, la introducción de especies exóticas ha estado asociada con la extinción en 54% de los casos de la fauna acuática nativa mundial (Harrison y Stiassny 1999), de 70% de los peces de Norteamérica (Lassuy 1995) y 60% de los peces mexicanos (Contreras-Balderas 1999). Las especies exóticas pueden afectar a las especies nativas por medio de diferentes mecanismos, entre los cuales destacan: hibridación, competencia por alimento y espacio, depredación, transferencia de patógenos, alteración del hábitat de las especies nativas, desplazamiento de especies nativas, alteración de la estructura de los niveles tróficos, introducción de parásitos y enfermedades (Goldburg y Triplett 1997; Bhaskar y Pederson 2002). Las especies exóticas acuáticas pueden modificar los ciclos de los nutrientes de tal manera que los miembros nativos de la comunidad se ven afectados indirectamente. Así, pueden ejercer una fuerte presión que se traduce en una disminución en la abundancia de las macrofitas. Por otra parte, al agitar los sedimentos aumenta la turbidez; una vez que se incrementan los sólidos suspendidos, aumenta la concentración de algas, al no existir ya competencia con las macrofitas. Las plantas superiores también se debilitan ya que varias especies afectan sus raíces. Posteriormente, al morir estas plantas se da un proceso de putrefacción que libera nutrientes en la columna de agua, promoviendo así una retroalimentación en la que el crecimiento de las algas es mayor. De esta manera, las comunidades bentónicas se ven afectadas de dos maneras: son depredadas y pierden sitios de anidación una vez que las especies exóticas acabaron con las macrofitas (Zambrano y Macías-García 1999), sin contar los efectos de la eutroficación sobre el resto de la comunidad. Igualmente, algunas de

estas especies son causantes de la introducción y dispersión de enfermedades certificables y notificables. Otras son capaces de hibridación intergenérica (salmónidos), cuyo producto pueden ser híbridos estériles en detrimento de la población original. Existen algunas especies venenosas y varias son sumamente territoriales, y por ende agresivas, lo que altera la estructura de las comunidades al volverse abundantes. A esto se puede añadir que la degradación del hábitat vuelve a las especies y sus ecosistemas más vulnerables a los efectos de las especies exóticas. A continuación se presentan los efectos causados por la presencia de las principales especies exóticas en las aguas continentales y marinas del país.

6.4.1 El virus del síndrome de la mancha blanca

La industria del cultivo de camarón se ha convertido en una actividad de alto riesgo debido a las mortalidades masivas causadas por el virus del síndrome de la mancha blanca (WSSV, *white spot syndrome virus* —Nimaviridae, whispovirus—). El WSSV surgió en China y tuvo efectos devastadores entre 1992 y 1993, dispersándose rápidamente de Asia a América en 1995. Desde 1999, en México causa pérdidas de 80 a 100 por ciento de los cultivos de camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*), principal especie cultivada en nuestro país (Galaviz-Silva 1999). Aun en los ciclos de cultivo de 2005 y 2006 han surgido epizootias severas, con mortalidades superiores a 80% en las granjas de Sonora y Sinaloa (<*www.cosaes.com/antecedente_feb.htm*>), que son los principales estados productores del país.

Posibles vías de introducción a México

La importación de camarón congelado es un mecanismo de dispersión comprobado de Asia a América (Nunan *et al.* 1998), pero se han registrado portadores asintomáticos como jaibas y camarones silvestres (*Callinectes arcuatus* y *Litopenaeus* spp.) que invaden los estanques junto con el suministro de agua (Galaviz-Silva *et al.* 2004).

Impacto económico, biológico y social

El WSSV infecta a más de 40 especies de crustáceos marinos y dulceacuícolas, y el aspecto más grave de la incidencia de este virus es su capacidad para matar cualquier crustáceo, lo que significaría que recursos como la jaiba, el camarón de río, especies del género *Artemia* y otros pudieran desaparecer. En México, el cultivo de camarón representa la fuente de trabajo de miles de familias de las costas de Sonora, Sinaloa, Nayarit y Tamaulipas. El impacto social que ha provocado la introducción de virus exóticos en el noroeste de México ha dado lugar al cierre de granjas, con la consecuente pérdida de recursos y empleos. En 1999 se registraron pérdidas variables en 6 500 hectáreas de cultivo (Galaviz-Silva *et al.* 2004). Hasta 2004, 62% de las granjas resultaron positivas a WSSV, con los análisis realizados por PCR (Galaviz-Silva *et al.* 2004), y a la fecha se han registrado índices de mortalidad de entre 48 y 80 por ciento en los cultivos afectados (Peinado-Guevara y López-Meyer 2006). Tan solo en el estado de Sonora, el Cosaes (Comité de Sanidad Acuícola del Estado de Sonora, A.C.) indica que en 2005 se dejaron de producir 15 000 toneladas, equivalentes a 80 millones de pesos, por causa de la incidencia del virus.

6.4.2 Virus del oeste del Nilo

El virus del oeste del Nilo (WNV, *West Nile virus*) es un miembro de la familia Flaviviridae (género *Flavivirus*). Fue aislado por primera vez en 1937 en el distrito West Nile en Uganda, África (Smithburn *et al.* 1940). Su ciclo natural incluye aves silvestres y domésticas, migratorias y residentes, las cuales tienen el papel de reservorios y aumentan las poblaciones virales. Diversos mosquitos, principalmente del género *Culex*, se alimentan de estas aves durante su tiempo de sueño; al infectarse son capaces, 10 a 12 días después, de transmitir el WNV por picaduras, tanto a seres humanos como a equinos y algunas aves cercanas. Los síntomas de la enfermedad en seres humanos con infección comprobada de WNV incluyen encefalitis o meningoencefalitis y meningitis, en las que predominan la fiebre y síntomas neurológicos y gastrointestinales. Se han reportado tasas de mortalidad de 5 a 14 por ciento (Weiss *et al.* 2001).

Posibles vías de introducción a México

Su dispersión se asocia al incremento en las migraciones y en los viajes inter e intracontinentales. Por otra parte, más de 100 especies de aves con anticuerpos neutralizantes del WNV, pertenecientes principalmente a los órdenes Passeriformes, Columbiformes, Galliformes y Anseriformes (Elizondo *et al.* 2005), han sido reportadas en Estados Unidos. Estas desempeñan un papel muy importante en el mantenimiento del virus en la naturaleza, ya que dispersan el virus durante sus ciclos anuales de migración.

Impacto económico, biológico y social

A partir de la mitad de los años noventa han ocurrido tres inquietantes tendencias epidemiológicas: *a*] incrementos en la frecuencia de brotes en humanos, *b*] un aumento aparente en la severidad de la enfermedad en seres humanos y *c*] alta mortalidad en aves junto con las epidemias en humanos. En otros informes los vertebrados infectados con WNV han sido tlacuaches (zarigüeyas), murciélagos, ardillas y otros vertebrados, aunque en menor cantidad, por lo que su papel en el mantenimiento de esta zoonosis no ha sido aún evaluado. En México, solo han sido reconocidos cuatro casos en seres humanos y una cantidad importante en aves de siete órdenes, así como en equinos, de los cuales se ha aislado el virus en Nuevo León (Elizondo *et al.* 2005). La mortalidad de cuervos, azulejos y gorriones domésticos apareció por primera vez en América, lo que indicaba un potencial de cambio en el genoma del virus o una alta susceptibilidad de estas especies de Norteamérica a la viremia.

6.4.3 Helmintos parásitos en peces de agua dulce en México

La invasión por patógenos y parásitos exóticos puede tener efectos negativos en la sobrevivencia y fecundidad de las especies nativas, además de influir en la dinámica poblacional de sus hospederos (Prenter *et al.* 2004), disminuyendo su capacidad de competencia.

En México se han introducido 19 especies de helmintos, distribuidas en 13 géneros y siete familias de platelmintos (tres tremátodos, 13 monogéneos y dos céstodos), y nemátodos (una especie) (Salgado-Maldonado 2006).

Principales vías de introducción

La introducción de nuevas especies de helmintos parásitos de peces de agua dulce está asociada con el ingreso y movimiento de especies exóticas de peces para la acuacultura y el acuarismo, y por el manejo de pequeñas pesquerías artesanales. Así, las políticas oficiales de fomento para la práctica de la acuacultura (Juárez-Palacios y Palomo 1987) promovieron la introducción de diferentes especies de helmintos parásitos en los cuerpos de agua epicontinentales de México. La importación y producción en cautiverio de carpas asiáticas (cuadros 6.5 y 6.6), tilapias africanas (cuadros 6.5 y 6.7), así como lobinas y bagres de Estados Unidos son la causa esencial de la presencia de estos parásitos. *Centrocestus formosanus*, uno de los parásitos más ampliamente distribuidos en México, llegó al país transportado por el caracol *Melanoides tuberculata* (Scholz y Salgado-Maldonado 2000). Este caracol fue originalmente introducido en el continente por la Organización Mundial de la Salud para el control de la esquistosomiasis humana. En México, su presencia se ha ligado a la introducción de carpas malacófagas (López-Jiménez 1987).

Impacto ecológico, económico y social

Son numerosos los registros de mortandades de peces en acuarios y estanquerías; se ha documentado también la presencia continua de problemas sanitarios originados por helmintos en granjas piscícolas federales (López-Jiménez 1987) y centros de investigación (Vidal-Martínez *et al.* 2001). El registro actual en México del céstodo asiático *Bothriocephalus acheilognathi*, que provoca el bloqueo intestinal y la muerte de peces, incluye más de 50 especies de peces, de numerosas familias y órdenes, con elevados valores de prevalencia (porcentaje de peces parasitados) y abundancia (número de helmintos por pez) (Salgado-Maldonado y Pineda-López 2003). La infección de este céstodo en aterínidos amenazados (charales y pescado blanco) del Altiplano es un aspecto relevante. De la misma forma, las metacercarias de *Centrocestus formosanus* se establecen en las branquias de más de 60 especies de peces de México, con valores muy elevados de prevalencia y abundancia, lo que provoca insuficiencia respiratoria y contribuye al decremento de las poblaciones naturales de peces (Scholz y Salgado-Maldonado 2000; Mendoza 2004). Las familias neotropicales nativas de Cichlidae y Poeciliidae sufren las infecciones más graves por este parásito.

6.4.4 Zooplancton epicontinental exótico en México

La detección de especies exóticas de zooplancton epicontinental se ha realizado de manera tardía, ya que solo hasta 1982 se consideró que la distribución de los cladóceros no era cosmopolita (Frey 1982). Algo similar ocurrió en el caso de los copépodos, cuando estándares taxonómicos más estrictos permitieron el reconocimiento de especies morfológicamente cercanas.

Principales vías de introducción

El cladócero con potencial invasivo *Daphnia lumholtzi*, originario de África, el sureste de Asia y Australia, fue

Cuadro 6.5 Micro y macroalgas, plantas superiores acuáticas, invertebrados y vertebrados acuáticos invasores de alta prioridad en México

Grupo	Familia	Género	Especie	Pr	Po	I.E.	E.D.R.
Microalgas dinoflageladas[1]	Gonyaulacaceae	*Alexandrium*	*A. catenella, A. cohorticola, A. leei, A. minutu, A. moniatum, A. tamaensea, A. tamiyavanichi*	•		•	
			A. acatenella, A. angusitabulum, A. hiranoi, A. ostenfeldii		•	•	
	Goniodomataceae	*Gambierdiscus*	*G. toxicus*	•		•	
	Goniodomataceae	*Pyrodinium*	*P. bahamense* var. *compressa*	•	•	•	
	Prorocentraceae	*Procentrum*	*P. lima, P. rhathymum*	•	•	•	
			P. concavum, P. cordatum, P. emarginatum, P. hoffmanianum		•	•	
	Dinohysiaceae	*Dinophysis*	*D. acuminata, D. caudata, D. fortii, D. mitra, D. rotundata, D. sacculus, D. tripos*	•		•	
			D. acuta, D. norvegica, D. miles		•	•	
	Gonyaulacaceae	*Protoceratium*	*P. reticulatum*	•		•	
	Ostreopsidaceae	*Ostreopsis*	*O. lenticulares, O. siamensis*	•		•	
	Ostreopsidaceae	*Coolia*	*C. monotis*	•		•	
	Gymnodiniaceae	*Amphidinium*	*A. carterae, A. operculatum*	•	•	•	
	Gymnodiniaceae	*Cochlodinium*	*C. polykrikoides*	•		•	
	Gymnodiniaceae	*Gymnodinium*	*G. catenatum*	•	•	•	
			G. pulchellum	•		•	
	Gymnodiniaceae	*Karenia*	*K. brevis, K. mikimotoi*	•	•	•	
			K. brevisulcata		•	•	
	Gymnodiniaceae	*Karlodinium*	*K. micrum*		•	•	
	Peridiniaceae	*Peridinium*	*P. polonicum*		•	•	
	Peridiniaceae	*Heterocapsa*	*H. circularsquama*		•	•	
	Peridiniaceae	*Pfiesteria*	*P. piscicida, P. shumwayae*		•	•	
Microalgas diatomeas[2]	Bacillariaceae	*Pseudonitzschia*	*P. delicatissima, P. pungens, P. multiseries, P. subfraudulenta, P. fraudulenta, P. seriata, P. australis,*	•	•	•	
			P. pseudodelicatissima, P. mutiestriata		•	•	
Microalgas rafidofíceas[3]	Raphidophyceae	*Heterosigma*	*H. akashiwo*	•	•	•	
	Raphidophyceae	*Olisthodiscus*	*O. luteus*		•	•	
	Raphidophyceae	*Fibrocapsa*	*F. japonica*		•	•	
	Raphidophyceae	*Chatonella*	*C. antiqua, C. marina, C. subsalsa, C. globosa, C. verruculosa*		•	•	
Macroalgas	Alariaceae	*Undaria*	*U. pinnatifida*	•		•	
	Caulerpaceae	*Caulerpa*	*C. taxifolia*		•	•	
		Chontracanthus	*C. squarrulosus*	•		•	
Plantas[4]	Salviniaceae	*Salvinia*	*S. molesta*	•		•	•
			Salvinia spp.	•		•	•
	Pontederiaceae	*Eichhornia*	*E. crassipes*	•		•	•



Cuadro 6.5 [*concluye*]

Grupo	Familia	Género	Especie	Pr	Po	I.E.	E.D.R.
Plantas (cont.)	Hydrocharitaceae	*Hydrilla*	*H. verticillata*	•		•	•
	Typhaceae	*Typha*	*Typha* spp.	•		•	•
	Tamaricaceae	*Tamarix*	*Tamarix* spp.			•	•
	Poaceae	*Arundo*	*A. donax*	•		•	•
	Vibrionaceae	*Melaleuca*	*M. quinquenerva*	•		•	
Bacterias		*Vibrio*	*V. cholerae*	•			
Tremátodos	Heterophyidae	*Centrocestus*	*C. formosanus*	•		•	•
	Bothriocephalidae	*Bothriocephalus*	*B. acheilognathi*	•			•
Moluscos	Dreissenidae	*Dreissenia*	*Dreissenia* spp.		•	•	•
	Thiaridae	*Thiara*	*T. tuberculata*	•		•	
	Corbiculidae	*Corbicula*	*Corbicula* spp.	•		•	
	Muricaceae	*Acanthina*	*Acanthina* spp.		•	•	
	Hydrobiidae	*Potamopyrgus*	*P. antipodarum*		•	•	
Crustáceos	Parastacidae	*Cherax*	*Cherax* spp.	•		•	
	Cambaridae	*Procambarus*	*P. clarki*	•		•	•
	Cambaridae	*Orconectes*	*O. virilis*	•		•	
	Daphniidae	*Daphnia*	*D. lumholtzi*	•			
	Portunidae	*Carcinus*	*C. maenas*		•	•	
Peces	Loricaridae	Grupo "plecos"	8 especies aprox.	•		•	
	Cichlidae	Grupo "tilapias" (Véase cuadro 6.7)		•		•	
	Clariidae	*Clarias*	*C. batrachus*		•		
	Cyprinidae	Grupo "carpas asiáticas" (Véase cuadro 6.6)		•		•	
		Brachydanio	*B. rerio*	•			
	Salmonidae	*Onchorhynchus*	*O. mykiss*	•		•	
	Scorpaenidae	*Pterois*	*P. volitans*		•		
	Channidae	Grupo "snakeheads"[5] (cabeza de serpiente)		•			
Anfibios	Ranidae	*Rana*	*R. catesbeiana*	•			

Abreviaturas: Pr: Ocurrencia presente; Po: Ocurrencia potencial; I.E.: Provoca impacto a nivel de ecosistema; E.D.R.: Afecta a especies con distribución restringida.

1 Hallegraeff *et al.* (2002); Meave (2006); Okolodkov y Gárate-Lizárraga (2006).

2 Hallegraeff *et al.* (2002); Meave (2006).

3 Hallegraeff *et al.* (2002); Hernández-Becerril (2003).

4 Algunas especies de plantas acuáticas invasoras, como es el caso del lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) y de la salvinia (*Salvinia molesta*), tienen efectos muy graves sobre las condiciones ecológicas en humedales y cuerpos de agua en todas las regiones de invasión. En México, el control biológico de estas dos plantas se realiza con diversos insectos criados de manera masiva (Martínez Jiménez 2005a, b), así como con virus como el WNV y el WSV.

5 El grupo "snakeheads" (familia Channidae) son peces depredadores de agua dulce cuya existencia no ha sido verificada en México y que incluyen dos géneros: *Channa*, con 26 especies nativas de Asia, Malasia e Indonesia, y *Parachanna*, con tres especies nativas de África. Se estima que su introducción al país pudiera ser catastrófica para numerosas especies de peces nativos (R. Mendoza, com. pers.).

Cuadro 6.6 Especies incluidas en el grupo de las "carpas asiáticas"

Especie	Nombre común
Cyprinus carpio communis	Carpa común
Carassius auratus	Carpa dorada
Cyprinus carpio specularis	Carpa espejo
Cyprinus carpio rubrofuscus	Carpa barrigona
Ctenopharyngodon idella	Carpa herbívora
Hypophtalmichthys molitrix	Carpa plateada
Hypophtalmichthys (Aristhychthys) nobilis	Carpa cabezona
Mylopharyngodon piceus	Carpa negra
Megalobrama amblycephala	Carpa brema

Fuente: R. Mendoza com. pers.

Cuadro 6.7 Especies incluidas en el grupo de las "tilapias"

Especie	Nombre común
Oreochromis aureus	Tilapia azul
Oreochromis mossambicus	Tilapia mozámbica
Oreochromis niloticus	Tilapia del Nilo
Oreochromis urolepis hornorum	Tilapia wami
Oreochromis urolepis hornorum x *O. mossambicus*	Tilapia híbrida
Tilapia rendalli	Tilapia del Congo

Fuente: R. Mendoza com. pers.

introducido en 1983 en el continente americano (Lago Fairfield, Texas, EUA), junto con otra especie invasora, la perca del Nilo (Havel y Hebert 1993). En México, esta especie se detectó recientemente en Sonora, en la presa La Angostura, cerca de la frontera con Estados Unidos. Su dispersión al parecer está asociada al movimiento de lanchas recreativas a las que se adhieren los efipios, lo que hasta ahora ha limitado su expansión en el país. Su impacto se debe a que los alevines de algunas especies de peces evitan ingerirla, pues las espinas largas de *D. lumholtzi* les impide deglutirla (Kolar y Wahl 1998). Esto trae como consecuencia la reducción de las poblaciones de estas especies y de otras con las que interactúan a nivel trófico. También se ha mencionado que tiene un efecto indirecto en el desplazamiento de las especies nativas de cladóceros por copépodos. Otro cladócero de interés es *Daphnia* spp., uno de los más utilizados por su potencial en estudios toxicológicos (Martínez-Jerónimo 1995). En México existe una norma oficial que exige trabajar con esta especie (NMX-AA-087-1995-SCFI), la cual desafortunadamente es una copia íntegra de la norma desarrollada por la Agencia de Protección del Medio Ambiente (EPA) de Estados Unidos sin haber sido adaptada para México. Hasta el momento, esta especie exótica no se ha registrado en ambientes naturales. Con respecto a los copépodos, recientemente se ha confirmado la presencia de cuatro especies exóticas en México. Todas estas especies pertenecen a la subfamilia Cyclopinae. *Thermocyclops crassus*, especie común en Eurasia y África, fue introducida al continente americano con el agua de lastre (Reid y Pinto-Coelho 1994), pues se trata de una especie eurihalina. Su presencia ha sido confirmada en México, en el estado de Tabasco. Las otras tres especies de copépodos introducidos pertenecen al género *Mesocyclops* y también son de origen afroasiático. *M. aspericornis* ha sido registrado en la costa del Pacífico mexicano, cerca de Culiacán, Sinaloa; *M. thermocyclopoides*, en Tabasco, y *M. pehpeiensis*, en el sur de Chiapas. Se atribuye la presencia de todas estas especies en el país a actividades relacionadas con la acuacultura. Otras especies afroasiáticas de *Mesocyclops*, como *M. ogunnus*, encontrada en Brasil y las Islas Caimán (Suárez-Morales *et al.* 1999), podrían encontrarse también en México y Centroamérica. Finalmente, por la dificultad que representa su identificación taxonómica se desconocen las repercusiones ecológicas que pudiera tener la presencia de estos copépodos en México.

6.4.5 Plancton marino

El número de especies no nativas de plancton e invertebrados, junto con el aumento de invasiones que afectan severamente los ecosistemas marinos y estuarinos, se ha incrementado significativamente debido a las descargas de agua de lastre de los buques cargueros y de los cruceros (Woodruff, en Okolodkov *et al.* 2003). Debido a su extenso litoral, México cuenta con 90 puertos, de los cuales 64% reciben tráfico internacional en cantidades importantes, con más de 6 000 arribos por año (GGPM y Coordinación General de Puertos y Marina Mercante 1999). Con base en el tamaño de los buques, se ha calculado que alrededor de 530 m^3 de agua proveniente de Australia, Filipinas, Medio Oriente y Europa se descargan anualmente en costas mexicanas (Okolodkov *et al.* 2007).

Impacto económico, biológico y social

Los dinoflagelados son uno de los grupos que han despertado mayor interés en estudios de agua de lastre, de-

bido a que varias especies formadoras de florecimientos tóxicos son capaces de enquistarse y, en ese estado de latencia, sobrevivir por periodos prolongados en condiciones desfavorables (Hallegraeff y Bolch 1992). Entre estas, las de origen exótico originan un mayor costo económico y de salud humana (Hallegraeff 1998). A pesar de la carencia de censos completos e históricos acerca de la flora de dinoflagelados marinos en los litorales mexicanos (cuadro 6.5), los datos biogeográficos sugieren la introducción, por medio del agua de lastre, de dos especies registradas en las costas de Mazatlán: *Gonyaulax* (*Amylax*) *triacantha* y *Dinophisis norvegica*, no obstante que tales especies están circunscritas a áreas geográficas templadas y frías limitadas por la isoterma de 15 °C (Okolodkov *et al.* 2007). Desde 1980 se han reportado mareas rojas de *Amylax triacantha* en Mazatlán, sin embargo la especie no es tóxica. Por el contrario, *Dinophisis norvegica*, registrada en el Golfo de California (Garate, en Hernández-Becerril *et al.* 2003), es una de las principales especies causantes de envenenamiento diarreico por consumo de moluscos en el Mar del Norte (Larsen y Moestrup 1992). Además de su toxicidad, las especies productoras de mareas rojas afectan severamente los ecosistemas por causas físico-químicas (p. ej., agotamiento del oxígeno en la columna de agua debido a la elevada respiración primeramente de las propias algas y de las bacterias que degradan a las algas cuando el florecimiento decae) o bien mecánicas (p. ej., taponamiento de branquias de peces que mueren por asfixia). Otro dinoflagelado nocivo que también forma florecimientos en el Pacífico mexicano y que ha causado severas mortandades de peces es *Cochlodinium catenatum*, distribuido desde el Golfo de California, en Mazatlán, hasta las costas de Acapulco, y su presencia es común en la Bahía de Manzanillo y en Bahía de Banderas. Esta especie se registró por vez primera en México en 2000 y, debido a que es muy conspicua, desde entonces se ha registrado continuamente su presencia en forma de florecimientos, en una zona que había sido monitoreada durante 22 años continuos (Cortés-Altamirano *et al.* 2004), por lo que se puede afirmar que es de reciente introducción en México (Cortés-Lara *et al.* 2004) y se sospecha que llegó en el agua de lastre descargada en el puerto de Manzanillo, Colima.

6.4.6 Moluscos continentales

Se han registrado 26 especies de moluscos continentales en México (14 familias de las clases Gastropoda y Bivalvia).

Posibles vías de introducción a México e impactos

Los moluscos han sido trasladados fuera de su área de distribución natural por las actividades humanas, ya que viajan junto con las plantas, el suelo u otros animales, en estadio de huevecillos o como juveniles; salen de una región (en el mismo país algunas veces) o llegan por introducción intencional, causando problemas en la región que invaden.

Moluscos dulceacuícolas como *Pomacea flagellata* (de México) y otras especies de este género devastan arrozales y otros cultivos, y desplazan especies nativas en más de 23 países. *Tarebia granifera* y *Melanoides tuberculata* provienen de Eurasia y África. *M. tuberculata* ha desplazado especies nativas en Nuevo León y probablemente en todo el país (Contreras-Arquieta y Contreras-Balderas 1999). Debido a su alto potencial reproductivo (partenogénicas), sus poblaciones modifican las condiciones del hábitat. Ambas especies portan tremátodos como *Clonorchis sinensis* (duela del hígado) y *Paragonimus westermani* (duela del pulmón) que parasitan al ser humano. *Philophtalmus* sp. parasita aves y mamíferos (causa ceguera al destruir la membrana nictitante), y *Centrocestus formosanus* satura las branquias de peces, asfixiándolos (Mendoza 2004).

Entre los moluscos terrestres, las babosas *Sarasinula plebeia* (que provienen de Nueva Zelandia) y *S. dubia* (de Saint Thomas) son plagas de cultivos agrícolas y han provocado daños en Catemaco, Veracruz, en donde fue necesario cambiar el cultivo de frijol por especies maderables (Andrews y Dundee 1987). *Ceciliodes consobrinus veracruzensis* devastó los cafetales en los municipios de Zongolica y Misantla, Veracruz, atacando las raicillas de las plántulas de café en los semilleros (Aranda Delgado 1987). *Rumina decollata* (del Mediterráneo) es plaga de cultivos de chayote, cebolla y pepino en Santiago, Nuevo León (Correa Sandoval 1993). Existen plagas de babosas (*Limax flavus, L. maximus* y *L. marginatus*, de Europa) en cultivos y jardines, las cuales posiblemente desplazan moluscos nativos, como ocurre en el Desierto de los Leones, Distrito Federal. *Helix aspersa* (del Mediterráneo; caracol común de jardín) es capaz de devastar huertos, jardines o cultivos agrícolas como el de la col (Apablaza 1984).

El bivalvo *Corbicula fluminea* obstruye tuberías en sistemas de enfriamiento (Apablaza 1984), lo que impide el flujo de agua en canales de irrigación y abastecimiento, además de que destruye el concreto y desplaza a las almejas nativas de la familia Unionidae (Britton y Fuller 1979). Otros moluscos han invadido el continente y representan

actualmente una de las mayores amenazas para la biodiversidad, en especial para las varias especies de moluscos dulceacuícolas que se encuentran en peligro de extinción en Norteamérica (p. ej., los unionidos). La invasión de los mejillones cebra (*Dreissena polymorpha*) y quagga (*Dreissena bugensis*) en Canadá y Estados Unidos, así como del mejillón dorado (*Limnoperna fortunei*) en Brasil y otros países de Sudamérica, ha ocasionado, además de problemas en el ambiente, pérdidas multimillonarias al afectar botes, instalaciones de riego y de generación hidroeléctrica. Hay un grave riesgo de que invadan México debido a su expansión acelerada.

6.4.7 Crustáceos exóticos

En México, como en otros países, se ha documentado la presencia de diferentes especies exóticas y traslocadas de crustáceos, y aunque en el país no son numerosos los registros de otras especies, su impacto actual y potencial pone en riesgo la diversidad de crustáceos nativos.

Especies invasoras actuales y potenciales

En México se han descrito 16 especies de langostinos *Macrobrachium* (Mejía *et al.* 2003) y 54 especies de acociles nativos: la mayor parte corresponde al género *Procambarus* (42) (Gutiérrez-Yurrita 2004). A pesar de esta diversidad de crustáceos dulceacuícolas, el acocil rojo de Estados Unidos, *Procambarus clarkii*, y la langosta de uña roja australiana, *Cherax quadricarinatus*, fueron introducidos en el país con el fin de activar un desarrollo acuícola con miras a la producción comercial (Gutiérrez-Yurrita 2004). El acocil rojo ha sido introducido y traslocado múltiples veces en distintas regiones del país, lo cual, aunado a su gran capacidad de migración y tolerancia ecológica, le ha permitido tener una amplia dispersión en distintos ambientes acuáticos con consecuencias desastrosas para algunas especies nativas (Campos y Rodríguez-Almaraz 1992), como la reducción de 90% de las poblaciones del acocil endémico *Procambarus regiomontanus* (Rodríguez-Almaraz y Campos 1994). La langosta australiana *Cherax quadricarinatus,* introducida originalmente con fines experimentales, y promovida después por gobiernos estatales (p. ej., Tamaulipas), actualmente se encuentra en al menos cinco estados del país (Sagarpa 2004). Esto representa un enorme riesgo ya que se trata de una especie muy competitiva, con una gran habilidad para escapar y que ha desplazado a numerosas poblaciones de crustáceos en todo el mundo, lo que ha implicado que recientemente se prohibiera su cultivo, comercialización y posesión (Romero y Jiménez 2002) en Estados Unidos (Mendoza *et al.* 2009). Adicionalmente, se ha encontrado que es portadora de numerosas enfermedades bacterianas y virales (Romero y Jiménez 2002). Otra especie exótica en México es el langostino asiático *Macrobrachium rosenbergii* (Sagarpa 2004), aunque de esta especie no existen datos sobre su presencia en ambientes silvestres de México. Por otra parte, el camarón blanco *Litopenaeus vannamei,* de amplia distribución en las aguas del Pacífico occidental mexicano (Hendrickx 1996), ha sido introducido repetidamente en granjas ubicadas en la vertiente del Golfo de México debido a su importancia acuícola. Hasta el momento no se ha registrado su presencia en el medio silvestre. Sin embargo, Bowles *et al.* (2000) mencionan la presencia de este camarón en las costas de Texas. La trasfaunación de camarones peneidos implica la transmisión de enfermedades virales importantes (p. ej., WSSV). Hasta el momento, la proyección y el auge económico atribuidos a los crustáceos exóticos no han logrado cubrir las expectativas. Es importante mencionar la dualidad observada en las instancias gubernamentales que, por un lado, tratan de regular la translocación o introducción de acociles invasivos en nuevas regiones geográficas, y por otro promueven su producción comercial (Gutiérrez-Yurrita 2004).

6.4.8 Peces de agua dulce

México tiene una fauna de peces de agua dulce consistente en aproximadamente 545 especies nativas (de 40 a 50 no han sido descritas) distribuidas en 155 géneros y 48 familias (Miller *et al.* 2005). Aquí se incluyen los peces primarios, secundarios, migratorios y aquellos periféricos, que son habitantes o visitantes frecuentes de las aguas dulces, más allá de la influencia mareal.

Especies en riesgo

La NOM-059-SEMARNAT-2001 (Semarnat 2001) enlista un total de 169 especies de peces de agua dulce, de las cuales ocho se consideran extintas (dos de ellas solo extirpadas en México), 68 en peligro de extinción, 74 amenazadas y 19 bajo protección especial. Las causas principales son las alteraciones de hábitat (86 casos), el abatimiento de los niveles de agua (83), la presencia de especies exóticas/invasoras (76), causas esencialmente antropogénicas, junto con circunstancias naturales que implican fragilidad, como poblaciones reducidas y hábitats/localidades

pequeños (Contreras-Balderas 1999). Otros casos no fueron relacionados con impactos particulares y debe considerarse que varias especies son afectadas por causas múltiples.

Especies exóticas e invasoras en México

El número de especies exóticas de peces registradas en México, hasta 2004, era de 118. Los grupos representados y su número son los siguientes (Contreras-Balderas 2008): clupéidos 2, arapaimidos 1, salmónidos 2, ciprínidos 20, catostómidos 2, cobítidos 1, carácidos 2, ictalúridos 5, loricáridos 1, fundúlidos 1, poecílidos 14, atherinópsidos 9, morónidos 2, centrárquidos 13 y cíclidos 15. De estos casos, por lo menos 67 (58.78%) han alcanzado la categoría de invasores (Contreras-Balderas 1999). De las 115 especies introducidas, 66 (57.39%) son extracontinentales o estrictamente extranjeras; 49 de ellas, además, han sido transfaunadas. Un total de 22 especies son compartidas con Estados Unidos y dos con Guatemala, mientras que 25 son estrictamente nacionales, pero han sido movidas más allá de sus áreas nativas.

Biogeográficamente, por regiones de procedencia 56 son neárticas, 34 neotropicales, nueve paleárticas, siete etiópicas y dos orientales, en tanto que 10 no tienen un origen definido (Contreras-Balderas 1999, 2008).

Por otra parte, se conocen otras 765 especies pertenecientes a 226 géneros y 91 familias de peces típicamente marinos, que son visitantes ocasionales procedentes de la zona costera (Castro-Aguirre *et al.* 1997). Estas especies a menudo se manifiestan como invasoras, debido a que logran colonizar río arriba, como en el caso del Río Bravo, en donde la penetración ha alcanzado hasta 1 280 km (una especie; S. Contreras-Balderas com. pers.). En los últimos años se ha dado una amplia sustitución de comunidades de 35 a 40 especies de peces de agua dulce por más de 100 especies eurihalinas en los 200 km inferiores del cauce internacional, y 170 km fuera de la zona de influencia de mareas (Contreras-Balderas *et al.* 2002a, b).

Vías de introducción

Las principales vías reconocidas para 101 especies fueron: acuacultura 38, pesca deportiva nueve, forraje 15, ornamentales 11 y carnada viva cinco; 23 especies fueron introducidas accidentalmente, seis para control de plagas, tres con fines de conservación y 11 por causas desconocidas (Contreras-Arquieta y Contreras-Balderas 1999). En numerosos casos, las introducciones se hicieron por vías múltiples. Del total de 101 especies, 61 han resultado invasoras, es decir que se encuentran en expansión. Estas vías también han sido reconocidas en todo el mundo por Welcomme (1988).

Especies ícticas de cultivo actual y potencial

Uno de los reportes más recientes sobre el tema (Arredondo-Figueroa y Lozano-Gracia 2003) mostró que actualmente son 134 las especies acuáticas que se cultivan en México: 44 son peces, 29 de ellos de agua dulce, y los demás salobres o marinos. La lista de dulceacuícolas contiene 13 especies exóticas y 16 nativas transfaunadas. Cabe señalar que, de las 16 nativas, la mayoría han sido sembradas más allá de sus fronteras naturales, lo que en sistemas abiertos las convierte en exóticas, y cuyos impactos ya han sido registrados (Contreras-Balderas *et al.* 1976; Welcomme 1988; Contreras-Arquieta y Contreras-Balderas 1999; Contreras-Balderas 2008).

Impacto biológico, ecológico, económico y social

Biológicamente, las especies exóticas de peces están involucradas en daños que pueden alcanzar incluso la extirpación de especies nativas en más de 100 localidades dispersas en el país, lo que las hace un componente importante de los riesgos que amenazan con la extinción a nuestras especies. Ecológicamente, algunas de las especies introducidas pueden provocar cambios ambientales, como la carpa común que remueve el lodo, el cual se deposita sobre el sustrato particulado y lo cubre. Los "peces diablo" (plecos) al anidar cavan madrigueras en las riberas, debilitándolas y ello aumenta la erosión, y también pueden minar las pequeñas presas y bordos. En los ámbitos social y económico, varias de estas especies (carpas, tilapias, lobinas, plecos, etc.) han afectado pesquerías importantes, lo que afecta económicamente a poblaciones ribereñas, provocando daños a sus equipos de pesca y generando desempleo (véase recuadro 6.3).

6.4.9 Anfibios y reptiles exóticos

Aunque en varios países se han registrado numerosos y diversos daños por la presencia de anfibios y reptiles exóticos, como competencia, hibridación y transferencia de parásitos, en México no se conocen análisis del panorama nacional.

Vías de introducción e impactos

Las vías de introducción no son bien conocidas, excepto los escapes de mascotas comerciales, como algunas especies de geckos (*Gecko gecko*, *Eublepharis macularis*) y algunas del género *Hemidactylus*, las cuales, a pesar de estar establecidas en el país, han expandido sus áreas de distribución por este mismo mecanismo. Especies como *H. mabouia* o *H. frenatus*; algunas de la familia Varanidae, como *Varanus exanthematicus* y *V. niloticus*; algunas serpientes como boas o pitones (*Antaresia childreni*, *Python morulus* y *Python reticulatus*), y tortugas de los géneros *Geochelone* y *Testudo*, como *T. elegans*, *T. graeca* y *T. sulcata* han resultado invasoras. Desafortunadamente, no está documentada la cantidad de ejemplares y especies que penetran al país, y es poco común que se reporte a los que se pierden o escapan.

El único reporte de impacto documentado en el país es el de la rana toro (*Rana catesbeiana*) (Casas *et al.* 2001). La falta de consumidores domésticos, la fuga de ejemplares y su expansión libre en el medio natural han propiciado que la presencia de estas ranas se convierta en una fuente de peligro serio para numerosas especies nativas de ranas, insectos, aves, peces y reptiles de los que se alimentan. Se ha señalado que la dispersión de la especie se debe a que en aquellos lugares donde habita originalmente y existen actividades de acuacultura, los renacuajos se mezclan con los alevines de peces cultivados y son alimentados involuntariamente junto con estos. En el traslado de alevines suelen ir también larvas de ranas toro, que colonizan nuevos ríos o estanques. Aun cuando en México la distribución registrada de la rana toro es amplia, se desconocen, en gran medida, los efectos que está ocasionando al ambiente. No obstante, se presume que ha eliminado otras especies de ranas. Igualmente, se sabe que ejerce un papel de depredador de otras especies de vertebrados, como serpientes del género *Thamnophis* (Casas y Aguilar 1997a, 1997b; Casas *et al.* 2001).

Otras especies en apariencia fueron introducidas de manera accidental por vía marítima y han colonizado áreas urbanas, tal es el caso de *Hemidactylus frenatus* y *H. mabouia* (para registros estatales véase Schmidt *et al.* 1996). Esta lagartija compite con *H. turcicus*, otra especie invasora que ya se ha establecido en México, la cual es depredadora de huevos y crías y ha tenido gran capacidad de dispersión dentro de zonas tropicales y subtropicales. Entre las serpientes, *Ramphotyphlops braminus* tiene una gran distribución exótica, pero ha sido invisible para mucha gente y se desconoce su secuela en la biota del país; su registro para México fue reportado por Guzmán y Muñiz-Martínez (1999).

Por otra parte, el proceso de expansión se ha venido frenando ya que el precio de las mascotas en México, legales o ilegales, duplica el que se alcanza en Estados Unidos.

Los anfibios y reptiles exóticos registrados en México son 17, pero se cuenta con poca información acerca de su expansión o de los daños causados por ellos.

6.4.10 Macroalgas exóticas

Vías de introducción

Las características de muchas macroalgas favorecen la invasión de nuevos ambientes. Estas incluyen: *1*] su habilidad para crecer sobre las superficies internas y externas de embarcaciones y sobre conchas de moluscos; *2*] su capacidad para sobrevivir en condiciones adversas, ya sea como individuos completos o en pequeños estadios crípticos; *3*] su facilidad para dispersarse mediante el desprendimiento de pequeños fragmentos o la producción de grandes cantidades de esporas, y *4*] su rápido crecimiento en aguas costeras ricas en nutrientes. Los principales vectores para la introducción de algas son: *1*] el transporte marítimo, ya sea adhiriéndose a la superficie de las embarcaciones o en el agua de lastre; *2*] la acuacultura, como especie principal o como flora de acompañamiento; *3*] las actividades pesqueras, como bioincrustaciones en redes o el uso de carnada; *4*] el comercio en acuarios; *5*] investigaciones científicas que realizan trasplantes intencionados o presentan escapes accidentales; *6*] la apertura de canales o bahías (Ribera y Boudouresque 1995).

Especies invasoras presentes en México

Sargassum muticum, especie originaria de Asia, fue introducida en Norteamérica, en la Columbia Británica, antes de 1941 con la importación del ostión japonés *Crassostrea gigas*. Después de que comenzó su dispersión hacia el sur (Scagel 1956), se reportó en México a principios de los setenta. *S. muticum* se ha vuelto una especie común y abundante a lo largo de la costa occidental de la península de Baja California, con plantas que llegan a medir más de siete metros. Actualmente, su distribución llega hasta el sur de Bahía Magdalena (Espinoza 1990). Aun cuando estudios de otras partes del mundo han demostrado la capacidad de esta especie para inhibir el crecimiento de otras especies locales y afectar

Recuadro 6.3 Estudio de caso: la invasión de los peces diablo

Roberto Mendoza Alfaro • Salvador Contreras-Balderas†

Los peces de la familia Loricariidae, conocidos genéricamente como *plecos*, constituyen una de las amenazas más serias a los ecosistemas acuáticos del mundo. Las poblaciones de plecos o "peces diablo", originarios de Centro y Sudamérica, se han venido estableciendo fuera de su rango nativo de manera vertiginosa en los últimos años. Existen registros de poblaciones de estos peces establecidas desde los años ochenta en Hawai; a partir de los noventa en Puerto Rico, Florida y Texas (Río San Antonio); a finales de los noventa y principios del año 2000 en Taiwán, Filipinas y Japón, y en los últimos tres años se han encontrado con abundancia en las aguas continentales del Pacífico y el Atlántico mexicanos. Las tendencias actuales en el mundo de las especies invasoras de peces indican que estas pueden permanecer localizadas (como el caso de los *snakeheads*), volverse abundantes en interfluvios aislados (el caso de las tilapias introducidas) o sufrir una dramática expansión geográfica (como las carpas orientales introducidas). En el caso de los plecos, se presenta esta última tendencia, que se ha caracterizado por una muy rápida expansión geográfica y una significativa proliferación de sus poblaciones. En México, el primer ejemplar se detectó en el Río Mezcala, en la cuenca del Río Balsas, en 1995 (Guzmán y Barragán 1997). En el año 2001 se recolectaron tres ejemplares pertenecientes a dos especies en Tecpatán, Chiapas, cuenca del Río Grijalva. Para 2003 se reportó de manera simultánea la plaga de plecos en varias localidades cercanas a Tabasco, principalmente el Río Usumacinta y sus vertientes, así como en la presa Infiernillo y en el Río Balsas (Escalera com. pers.). Durante los últimos tres años, la invasión de los plecos en estas cuencas y en la mayor parte del país ha sido alarmante (Artigas Azas com. pers.; Wakida-Kusunoki *et al.* 2007); se ha encontrado una gran cantidad de juveniles en ambos casos (G. Lara com. pers.), lo que demuestra el establecimiento de sus poblaciones. Un ejemplo de los estragos causados por estos peces es la devastación de la otrora pesquería de agua dulce más importante de México, la de tilapia en la presa de Infiernillo, de la cual se llegaron a registrar producciones de cerca de 20 000 toneladas al año. En la actualidad 70 u 80 por ciento de la captura de tilapia ha sido sustituida por plecos de no menos de tres especies y algunos probables híbridos, lo que ha significado pérdidas por un monto aproximado de 36 millones de pesos/año, y un costo social importante al dejar desempleados a 3 600 pescadores, que con sus familias incluyen otras 46 000 personas (Escalera com. pers.).

Su potencial invasivo está basado en diversas características biológicas —como una reproducción precoz y una alta tasa de reproducción—, de comportamiento de anidación —que en conjunto con sus hábitos nocturnos los hacen imperceptibles— y cuidado parental, que resulta en una alta supervivencia larval. El desarrollo de escamas con fuertes espinas y placas óseas explica en gran medida la ausencia de depredadores. Son territoriales y pueden ser agresivos. Su crecimiento es rápido y la mayor parte de las especies pueden alcanzar 50 cm, y ocasionalmente hasta 70 cm. Ecológicamente son muy adaptables, ya que algunos son tolerantes a la salinidad o son capaces de respirar aire atmosférico, por lo que pueden resistir la desecación durante varios días, y están adaptados para nadar en corrientes muy rápidas, de más de un metro por segundo. Pueden desplazar a las especies endémicas al ingerir sus huevos o competir por algas y detritus. Por otra parte, sus hábitos alimentarios resultan en la resuspensión del sedimento y en cambios en el tamaño del sustrato. Al desplazarse en grandes cardúmenes dañan o arrancan la vegetación nativa, la cual es utilizada a menudo como fuente de alimento, sitio de anidación o de refugio de especies endémicas. Al anidar en grandes colonias, desplazan enormes cantidades de sedimento ya que cavan galerías de hasta 1.5 m de profundidad, con lo cual perturban la estabilidad de las riberas al aumentar su erosión e incrementan sustancialmente la turbidez, lo que afecta de manera importante la calidad del agua. Los individuos grandes, debido a su inmovilidad, resultan atractivos para algunas aves, pero debido a su reacción defensiva con las espinas dorsales terminan matándolas. Así, se les ha responsabilizado de la muerte masiva de pelícanos e igualmente se han registrado ataques contra manatíes. La invasión de estos peces requiere acciones inmediatas; sin embargo, el problema que representan es muy complejo. Primeramente, porque existen varias especies (dos o más del género *Hypostomus*; cuatro o más del género *Pterygoplichthys*) y su identificación taxonómica es particularmente confusa (Mendoza *et al.* 2007). Por otra parte, son múltiples las vías de introducción (escape de importadores comerciales, liberación por acuaristas, dispersión natural de las poblaciones, liberación por recolectores y pescadores), aunque la vía del acuarismo se considera la más importante, ya que los loricáridos representan 5% de los 10 millones de peces que son importados cada año (Ramírez y Mendoza 2005). Finalmente, no se conocen los factores ambientales limitantes para su

supervivencia (aunque se han sugerido las temperaturas invernales y el tipo de sustrato). Al no tener valor económico en su etapa adulta (tamaños mayores a 10 cm) y no ser aceptados como opción alimentaria por los pescadores, se han emprendido esfuerzos para tratar de desarrollar un subproducto con valor agregado, como la harina de pescado.

El análisis de riesgo asociado con la introducción, establecimiento y manejo de estos peces es una medida imprescindible para restringir de manera efectiva su expansión y controlar sus poblaciones; sin embargo, aún no se cuenta con instrumentos adecuados para estimar el riesgo que representa este grupo de peces.

la estructura comunitaria del intermareal rocoso, en México se desconoce su posible impacto. *Undaria pinnatifida*, también proveniente de Asia, donde se cultiva en forma extensiva, fue reportada como especie introducida en 2003 (Aguilar-Rosas *et al.* 2003). A partir de 1971 se reportó en el Mediterráneo con la importación del ostión japonés. Subsecuentemente, debido a su potencial económico fue introducida de manera deliberada para promover su cultivo. También ha sido reportada como introducida de manera no intencional en cascos de embarcaciones. *Undaria* apareció en California en el año 2000 y en Baja California en 2002 (Aguilar-Rosas *et al.* 2003; Zertuche González *et al.* 2006). *Codium fragile* subsp. *tomentosoides* es una de las especies más invasivas del mundo, con una amplia distribución interoceánica (Ribera y Boudouresque 1995). En algunos lugares es considerada una plaga por su capacidad de adherirse a otros organismos comerciales. En 1977 se encontró en la Bahía de San Francisco y actualmente es común en varios sitios en California. En México, un reporte previo fue confirmado hace poco como erróneo (Pedroche *et al.* 2005). Aunque existen informes recientes de especies anteriormente no reportadas para México, estas no son de carácter invasivo y se requiere confirmar su presencia debido a su difícil taxonomía.

No hay estudio alguno en nuestro país sobre los posibles impactos negativos que especies invasivas de macroalgas pudiesen provocar en México desde el punto de vista biológico, ecológico, económico o social; de hecho, es probable que nunca puedan determinarse debido a la falta de estudios anteriores a la invasión de la especie. Sin embargo, ante las experiencias observadas en otros países, con casos como el de *Caulerpa* y *Undaria*, se considera que pudiesen ser considerables (cuadro 6.5).

6.4.11 Malezas acuáticas exóticas

La mayoría de las plantas acuáticas que se comportan como malezas no son originarias de los países donde causan problemas. Tal es el caso del lirio acuático *Eichhornia crassipes* o de diversas especies de *Salvinia* (cuadro 6.5). La alta tasa reproductiva y adaptativa de estas plantas, así como la gran concentración de nutrientes en los cuerpos de agua provenientes de la actividad agrícola, urbana e industrial, y la ausencia de enemigos naturales que puedan ejercen un control han tenido como consecuencia un crecimiento explosivo de estas plantas, que llegan a cubrir por completo numerosos cuerpos de agua del país.

Vías de introducción

Varias especies de *Salvinia*, *Hydrilla*, *Egeria* y *Elodea* han sido introducidas en México por el comercio de plantas de ornato para acuarios o bien han venido como flora acompañante de peces, también exóticos, importados a nuestro país. El lirio acuático fue introducido como planta de ornato.

Impacto económico y ecológico

Entre los problemas económicos causados por plantas acuáticas se pueden citar las pérdidas de agua por evapotranspiración, el azolvamiento prematuro de embalses, la limitación de la actividad pesquera y recreativa, la obstrucción de canales de riego y de tomas en plantas hidroeléctricas, así como de la operación de obras hidráulicas (Gopal 1987). Entre los problemas ecológicos, la acumulación de grandes cantidades de plantas acuáticas provoca el estancamiento del agua, disminuyendo el oxígeno disuelto y por consiguiente ocasiona la muerte de especies acuáticas (Barret y Forno 1982). Entre los problemas de salud, la proliferación de malezas acuáticas constituye el hábitat para el desarrollo de organismos vectores de enfermedades como la malaria, el dengue, la filariasis, etc. (Hernández y Pérez 1995). Recientemente se ha documentado la presencia de cianobacterias tóxicas en manchas de *Hydrilla verticillata*, las cuales han causado daños significativos en el sur de Estados Unidos, como la

afectación de patos silvestres y una importante mortandad de águila calva (R. Mendoza com. pers.)

Prevención

Los estragos causados por las especies exóticas invasoras en el medio acuático han dejado claro que, una vez establecidas, su erradicación es en muchos casos prácticamente imposible (p. ej., mejillón cebra, peces diablo). De ahí la importancia y conveniencia de las medidas de prevención.

Con la finalidad de evitar la entrada de especies indeseables en distintas ecorregiones de Norteamérica, la Conabio, la Semarnat y otras instituciones de Canadá y Estados Unidos, por medio de la Comisión de Cooperación Ambiental de América del Norte (CCA), han colaborado desde hace varios años para establecer lineamientos para un análisis de riesgo como mecanismo precautorio, aun considerando que los efectos provocados por estas especies pueden ser imprevisibles. Igualmente, se ha aprovechado la cooperación internacional (p. ej., con el Fish and Wildlife Service) para capacitar a los sectores gubernamental y académico en los procedimientos de HACCP, los que a su vez habrían de capacitar a los sectores productivos. Diferentes universidades públicas y centros de investigación (p. ej., UANL, UABC, Ecosur) han iniciado campañas de difusión sobre especies invasoras acuáticas. Hoy día, en los posgrados de la UNAM y la UANL se imparten materias sobre especies invasoras para preparar a las nuevas generaciones de científicos. Algunos miembros de estas universidades han impartido conferencias en diferentes preparatorias con este mismo propósito y han comenzado a preparar material para involucrar a los niños, como se hace ya en otros países. El tema y su importancia se han dado a conocer por medio de reportes, artículos científicos y de difusión, radio y prensa nacional e internacional. Se han organizado talleres para exhortar a los acuicultores y acuaristas a adoptar diversas medidas preventivas.

Control

Varios organismos (llamados crípticos) pasan inadvertidos debido a sus hábitos nocturnos, su comportamiento bentónico o porque durante su fase reproductiva cavan galerías para formar sus nidos y permanecen en estos, con lo que se logran dispersar y establecer de manera poco conspicua. Esta situación se agrava debido a la baja frecuencia de monitoreo en el ambiente acuático, lo que provoca que la mayoría de las veces solo se apliquen medidas de control o contención para mitigar sus efectos negativos, ya que una vez establecidas las especies no se pueden erradicar. En México son pocas las medidas de control utilizadas hasta el momento. Se reducen a la utilización de organismos para control biológico (insectos para controlar malezas acuáticas) y la pesca de ejemplares adultos de moluscos y crustáceos para alimentación (p. ej., tegogolos y langosta de uña roja) y de peces invasores (p. ej., pez joya y plecos) para su uso potencial como fertilizantes o en dietas para acuacultura. Sin embargo, aún no se adoptan medidas modernas más complejas e integradas, como algunas ya aplicadas en el ámbito internacional. Tal es el caso de la utilización de barreras eléctricas o de cortinas de burbujas en los ríos para evitar la dispersión de especies invasoras de peces y moluscos. En cuanto al agua de lastre de grandes barcos, puede recurrirse a combinaciones de cavitación, temperatura y filtración.

Erradicación

En el medio acuático, la mayor parte de las acciones de erradicación han resultado infructuosas. Lo más común es el uso de rotenona (inhibidor de amplio espectro de la cadena respiratoria) y otros químicos nocivos como cloro (p. ej., en el caso de *Caulerpa*, en la Laguna de Agua Hedionda, en San Diego).

6.5 Marco legal y políticas públicas en México

Diversos sectores, entre los que destaca el académico, han señalado la necesidad de implementar medidas de prevención y control de especies exóticas. Sin embargo, aún no existe una política nacional transversal para atender las cuestiones relacionadas con especies introducidas en hábitats naturales. El marco general actual es más bien restrictivo. El Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (Senasica), órgano desconcentrado de la Sagarpa, es la entidad encargada de detectar, controlar y en algunos casos erradicar especies invasoras (véase el recuadro 6.1). Sin embargo, tiene un enfoque de tipo agrícola, concentrándose en plagas y enfermedades que afectan productos agrícolas, pecuarios y forestales. Ello, aun cuando algunas de estas especies pueden extenderse a otras áreas o afectar a las especies silvestres nativas y los servicios ecológicos. El esquema se agrava ante

el proceso de globalización. Los tratados o leyes internacionales que impulsan el comercio causan que las regulaciones sobre especies exóticas se consideren como barreras al comercio. La Conabio creó un Sistema de Información sobre Especies Invasoras en México. Este sistema se encuentra en el programa Biótica, con información taxonómica, curatorial y ecológica procedente de los inventarios biológicos, de la cartografía del Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (snib) y de la literatura sobre el origen, las rutas de introducción y los impactos. Es importante reconocer que el número de especies exóticas siempre estará subestimado, ya que las registradas generalmente están asociadas con megainvasiones o son evidentes por los daños ecológicos o económicos que provocan (Conabio 2007a, b). Por su parte, la Comisión de Cooperación Ambiental de América del Norte, en su Plan Estratégico de Cooperación para la Conservación de la Biodiversidad de América del Norte (cca 2003), destaca la necesidad de prevenir la introducción de especies invasoras debida al comercio internacional. En una primera instancia, los esfuerzos de la Comisión se enfocan en especies acuáticas y su relación con el comercio ínter e intracontinental desde la perspectiva del tlc.

En cuanto a los aspectos productivos, es fundamental que se atienda en forma integral la promoción de cultivos con especies nativas. Es necesario que se cubran todas las fases para la implementación comercial de biotecnologías (investigación y desarrollo, cultivos piloto y aplicaciones plenamente comerciales). Lo mismo se aplica para el relanzamiento y modernización de tecnologías ya existentes para especies nativas, limitadas por ahora a técnicas tradicionales.

6.6 Actividades estratégicas

Se requiere la participación de diferentes instancias gubernamentales y académicas para llevar a cabo acciones estratégicas encaminadas a evitar la entrada de nuevas especies invasoras, prevenir y contener la expansión de aquellas ya presentes en el territorio nacional y erradicar las que afectan la biota y los ecosistemas del país. Es fundamental que las acciones se lleven a cabo en función de prioridades determinadas por el grado de amenaza a nuestra biodiversidad y por la viabilidad tanto técnica como financiera (Conabio *et al.* 2006) (cuadro 6.8).

6.7 Perspectivas

Históricamente, las investigaciones en el área de la ecología se han enfocado a resolver preguntas de carácter teórico o de ciencia básica, más que a cuestiones vinculadas con la conservación. Desde su nacimiento hace dos décadas, la biología de la conservación ha ganado adeptos que promueven y crean enlaces entre la ciencia fundamental y la solución de los problemas ambientales. La desproporción entre artículos publicados y acciones realizadas aún es abismal. El caso de las especies invasoras y los programas relacionados con la restauración ecológica no es la excepción. En lo referente al control de especies exóticas invasoras, apenas en las últimas décadas se ha aplicado la mayoría de los programas. Ya existe información técnica suficiente pero aún hay que desarrollar una estrategia integral de largo plazo que incluya a los sectores gubernamental y académico, y que asegure la entrada de recursos. La formación urgente de recursos humanos de alto nivel en países con mucha más experiencia (p. ej., Australia, Nueva Zelandia y Sudáfrica) es una necesidad imperiosa. Es claro que la solución no recae en la prohibición del uso y la erradicación de especies exóticas; de ahí la necesidad de aplicar programas preventivos en los que se haga previamente un análisis de riesgo y de que se empleen herramientas como el haccp para evitar escapes accidentales. Es necesario privilegiar el desarrollo y la aplicación de opciones de manejo y biotecnologías alternativas que consideren el uso de especies nativas. Al mismo tiempo, además de los esfuerzos puntuales de restauración aplicada se requiere mejorar el marco de protección legal de las zonas de mayor biodiversidad para que los avances perduren. Es justo reconocer que esta situación en México ha mejorado recientemente, pero estamos apenas al inicio de un largo y arduo camino. Más allá de la creación de áreas naturales protegidas, el caso de las islas requiere sin duda el desarrollo de una norma oficial mexicana o un instrumento similar para la conservación y el uso sustentable del territorio insular mexicano. Las islas de México son ecosistemas que constituyen un patrimonio único y muy valioso para todos los mexicanos. Es necesario armonizar la perspectiva de gobernabilidad —facultad de la Secretaría de Gobernación por conducto de su Subdirección de Administración del Territorio Insular— y la de conservación ambiental en el entorno de la Semarnat, más los usos productivos con sentido sustentable en el ámbito de otras dependencias, como la Sagarpa y la Comisión Nacional de Pesca. Entre otros asuntos, tal norma debiera incluir los usos aceptables (biológica,

Cuadro 6.8 Actividades estratégicas para evitar la entrada de nuevas especies invasoras, prevenir y contener la expansión de aquellas ya presentes en el territorio nacional y erradicar las que han venido impactando a la biota y los ecosistemas del país

	Prevención	**Control**	**Erradicación**
Educación	• Incluir el tema en educación básica, media y superior. • Capacitar y fortalecer cuadros gubernamentales. • Producir guías de identificación de especies invasoras para inspectores de aduanas. • Implementar campañas de educación ambiental para la sociedad en general. • Gestionar el involucramiento del Cecadesu. • Utilizar los medios de comunicación masiva en campañas educativas para evitar que la gente libere peces de acuario y mascotas.	• Promover talleres de expertos que participen en campañas de control. • Diseñar e implementar campañas de educación ambiental para la sociedad a fin de identificar el problema e involucrarse en el control.	• Diseñar protocolos para la erradicación de especies invasoras seleccionadas. • Adiestrar grupos especializados en erradicación de acuerdo con sus características. • Educar e informar a la sociedad de la importancia de la erradicación y de los impactos por no erradicar especies exóticas.
Investigación	• Privilegiar estudios sobre la ecología de especies invasoras a todos los niveles. • Diseñar y establecer un programa de monitoreo de especies prioritarias. • Crear un grupo o red de investigadores especializados en especies invasoras. • Promover la investigación en temas de taxonomía de especies invasoras. • Promover el monitoreo por parte de universidades mediante capacitación. • Generar información para crear una base de datos nacional. • Diseñar sistemas de alerta temprana. • Efectuar proyectos que permitan evaluar los riesgos de introducción y dispersión por agua de lastre. • Apoyar a expertos en taxonomía de flora y fauna nativas. • Formar cuadros que conjunten taxonomía y sistemática con conservación.	• Fomentar la investigación para desarrollar métodos efectivos que impidan la dispersión de especies invasoras, así como de métodos de exterminio que sean realmente selectivos y de alta seguridad. • Fomentar estudios sobre la biología de las especies invasoras. • Fomentar investigación directa sobre actividades productivas que sean vectores, enfocándose en determinar medidas para disminuir los riesgos. • Estudios integrales a nivel de cuenca para apoyar el manejo y control de plantas acuáticas invasoras. • Documentar la historia de especies invasoras de riesgo para México en ecosistemas similares y sus efectos. • Describir y desarrollar usos potenciales de especies invasoras que contribuyan a su control (excepto para malezas acuáticas). • Reforzar la investigación sobre métodos de control biológico.	• Desarrollar métodos específicos para la erradicación de especies invasoras. • Desarrollar métodos integrales y protocolos de erradicación. • Crear bases de datos sobre especies erradicadas y su comportamiento. • Documentar las experiencias de erradicación en otros países y aprovecharlas en México. • Implementar el monitoreo de sitios con erradicaciones para medir éxito e impacto.
Políticas	• Respetar y actualizar la Carta Nacional Pesquera. • Transferir las competencias relacionadas con pesca y acuacultura a la Semarnat • Abrir oportunidades para desarrollar mecanismos de apoyo para la prevención y control de especies invasoras. • Promover políticas de prevención desde un enfoque sistémico de manejo de cuencas. • Fomentar el cultivo de especies nativas. • Reforzar la vigilancia (en aduanas, mercados, acuarios) para evitar la introducción y comercialización de especies invasoras.	• Crear el Instituto Nacional de Especies Invasoras para normar y coordinar a nivel de cuencas, estados y regiones las actividades de prevención, control y erradicación. • Promover políticas de control con un enfoque de manejo de cuencas. • Endurecer las políticas de compra, venta y movilización de especies, y establecer aranceles a productos que se consideren vectores de especies invasoras de alto impacto. • Aumentar el número de cercos sanitarios. • Continuar con el método de control integral para lirio acuático propuesto por el Bioherbicide Group.	• Fomentar el uso y protección de especies nativas, y darles preferencia siempre sobre las exóticas. • Promover el cambio de especies exóticas a nativas entre los productores (forestales, piscícolas, etc.). • Promover paquetes biotecnológicos adecuados con especies nativas. • Promover políticas de erradicación con un enfoque de manejo de cuencas.

	Prevención	Control	Erradicación
Legislación	• Crear listas de especies prohibidas y permitidas en distintos grados basadas en análisis de riesgo. • Promover que el Estado designe quién está autorizado para hacer un análisis de riesgo. • Promover una norma oficial mexicana que regule la introducción, cultivo, transporte, cría, venta o cualquier otro uso de plantas acuáticas, peces y organismos acuáticos en general en México. • Establecer en el gobierno federal una política de "ventanilla única" para las decisiones en materia de especies invasoras. • Reforzar la aplicación de las leyes y promover que las empresas las cumplan. • Reforzar la aplicación de convenciones y acuerdos internacionales en lo concerniente a especies exóticas. • Promover tratados binacionales de prevención con países fronterizos (EUA, Guatemala, Belice y países del Caribe). • Obligar a proveedores de plantas y animales a recibir capacitación en el manejo de especies, y a cumplir con las disposiciones de seguridad y prevención.	• Desarrollar normas de bioseguridad y protocolos para la introducción de especies en México.	• Desregularizar la captura de especies exóticas.
Financieros	• Encauzar fondos para la investigación en el tema de especies invasoras. • Promover la aportación de fundaciones internacionales para la prevención y control de especies invasoras. • Crear un fondo o fideicomiso para activar programas urgentes de prevención y para preparar mecanismos de respuesta rápida. • Promover la aportación de recursos y capacidades del ejército y de protección civil en el campo de especies invasoras. • Promover incentivos económicos para la erradicación de especies.	• Contar con fondos de contingencia para el control de especies invasoras, similares a los fondos para atender desastres naturales.	• Crear un fondo nacional para la erradicación de especies invasoras.

Fuente: Conabio, Aridamérica, GECI y TNC (2006).

ética, social y económicamente viables) de las islas y sus densidades o intensidades, los principios y normas sobre los asentamientos en ellas, los planes de contingencia para catástrofes naturales y los programas rutinarios de cuarentena. Es indispensable también la estricta regulación del ecoturismo dados los impactos y problemas que puede causar a ecosistemas frágiles de México. El desarrollo de instrumentos regulatorios exige investigación interdisciplinaria para conocer a profundidad los factores que afectan la gobernabilidad de las islas —legales, culturales, económicos, sociales, de nivel macro y micro, y ambientales— y aplicar medidas específicas. Institucionalizar este enfoque y los resultados que ya se han conseguido desde la sociedad civil, en colaboración con dependencias gubernamentales y comunidades locales, parece una necesidad y una consecuencia lógica. En el caso de las especies exóticas acuáticas se requeriría la adopción de la reglamentación internacional vigente sobre aguas de lastre, la cual ha sido implementada en varios países. Es imprescindible la adopción de medidas precautorias, como los análisis de riesgo, para la importación de especies que todavía no se encuentran en territorio nacional, así como para las transfaunaciones. En este mismo contexto, se requiere definir listas negras y blancas basadas en la medida de lo posible en las de países cercanos, para que así se proteja toda la región ecológica. Es importante la aplicación de normas por cuenca y en especial para aquellos cuerpos de agua aledaños a las áreas naturales protegidas. El país requiere un organismo dedicado exclusivamente al problema de las especies invasoras, con personal y presupuesto *ad hoc*.

6.8 Necesidades de investigación

Aunque hace más de una década se hablaba de la urgente necesidad de aplicar programas de erradicación de especies exóticas (Temple 1990), la cantidad de artículos sobre los efectos de las especies introducidas es mucho mayor que la de los relacionados con la evaluación de los beneficios que conllevan el control o erradicación de las mismas. Se debe considerar como prioritaria la investigación que contribuya al perfeccionamiento de las técnicas de control y de erradicación de especies exóticas, y que facilite a su vez la aplicación de los proyectos (Byers *et al.* 2002). Como en el caso de muchos otros países, se requieren colaboraciones formales entre los investigadores de áreas afines a la conservación y los conservacionistas prácticos, a fin de que: *1*] se cuantifique y se haga pública la eficacia de los programas de control y erradicación; *2*] se evalúen las técnicas existentes; *3*] se desarrollen nuevas y mejores técnicas, y *4*] se aprovechen los programas de erradicación como experimentos ecológicos a escalas espaciales cada vez mayores (Donlan y Comendant 2003; Donlan *et al.* 2003). Al mismo tiempo, y sin negar que la erradicación y el control de las especies invasoras representan una prioridad, es necesario fomentar la investigación para conocer más de la ecología de las invasiones en los diversos ecosistemas de México y en ambientes fragmentados. Es indispensable también la investigación interdisciplinaria para establecer relaciones entre las dimensiones humanas y los usos y movimientos de organismos invasores.

Referencias

Aguilar-Rosas, R., L.E. Aguilar-Rosas, G. Ávila-Serrano y R. Marcos-Ramírez. 2004. First record of *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar (Laminariales, Phaeophyta) on the Pacific coast of Mexico. *Botanica Marina* **47**: 255-258.

Aguirre, A., A. Samaniego, C. García, L.M. Luna, M. Rodríguez *et al.* (eds.). 2005. *El control y la erradicación de fauna introducida como instrumento de restauración ambiental: historia, retos y avances en México*. INE, Semarnat-US Fish and Wildlife Service-Unidos para la Conservación, México.

Aguirre-Muñoz, A., D.A. Croll, C.J. Donlan *et al.* 2008. High-impact conservation: Invasive mammal eradications from the islands of western Mexico. *Ambio* **37**: 101-107.

Álvarez-Castañeda, S.T., y J.L. Patton. 1999. *Mamíferos del noroeste de México*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, La Paz.

Álvarez-Castañeda, S.T., y A. Ortega-Rubio. 2003. Current status of rodents on islands in the Gulf of California. *Biological Conservation* **109**: 157-163.

Álvarez-Romero, J.G., R.A. Medellín, A. Olivares de Ita, H. Gómez de Silva y O. Sánchez. 2008. *Animales exóticos en México: una amenaza para la biodiversidad*. Conabio-Instituto de Ecología, UNAM-Semarnat, México.

Andrews, K.L., y D. Dundee. 1987. Las babosas veronicellidos de Centroamérica con énfasis en *Sarasinula plebeia* (= *Vaginulus plebeius*). *Ceiba* **28**: 163-172.

Apablaza, J. 1984. Incidencia de insectos y moluscos plagas en siete hortalizas cultivadas en las regiones V y Metropolitana, Chile. *Ciencia e Investigación Agraria* **11**: 27-34.

Aranda, E. 1987. *Una nueva plaga de los semilleros y viveros de café en México: "El caracolito de las raíces"*. First International Congress of Medical and Applied Malacology, Monterrey, Nuevo León.

Arredondo-Figueroa, J.L., y S.D. Lozano-Gracia. 2003. *La acuicultura en México*. División Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana, México.

Arriaga, L., V. Aguilar y J. Alcocer-Durán (eds.). 2000. *Aguas continentales y diversidad biológica en México*. Conabio, México.

Arriaga, L., A.E. Castellanos, E. Moreno y J. Alarcón. 2004. Potential ecological distribution of alien invasive species and risk assessment: A case study of buffel grass in arid regions of Mexico. *Conservation Biology* **18**:1504-1514.

Atkinson, I.A.E., y T.J. Atkinson. 2000. Land vertebrates as invasive species on islands served by the South Pacific Regional Environment Programme, en G. Sherley (ed.), *Invasive species in the Pacific: A technical review and draft regional strategy*. South Pacific Regional Environment Programme, Apia, Samoa, pp. 19-84.

Barrett, S.C.H., e I.W. Forno. 1982. Style morph distribution in new world populations of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laubach (water hyacinth). *Aquatic Botany* **13**:299-306.

Berdoy, M., y D.W. MacDonald. 1991. Factors affecting feeding in wild rats. *Acta Oecologica* **12**:261-279.

Bhaskar, R., y J. Pederson. 2003. Exotic species: An ecological roulette with nature. MIT Sea Grant College Program, Costal Resources Fact Sheet, Cambridge.

Blackburn, T.M., P. Cassey, R.P. Duncan, K.L. Evans y K.J. Gaston. 2004. Avian extinctions and mammalian introductions on oceanic islands. *Science* **305**:1955-1958.

Bolen, E.G., y W.L. Robinson. 2003. *Wildlife ecology and management*. Prentice Hall, Upper Saddle River, Nueva Jersey.

Bossard, C.C., J.M. Randall y M.C. Hoshovsky (eds.). 2000. *Invasive plants of California's wildlands*. University of California Press, Berkeley.

Boswall, J. 1978. The birds of Alacran Reef, Gulf of Mexico. *Bulletin British Ornithology Club* **98**:99-109.

Bowles, D.E., K. Aziz y C.L. Knight. 2000. *Macrobrachium* (Decapoda: Caridea: Paleomonidae) in the contiguous United States: A review of the species and an assessment of threats to their survival. *Journal of Crustacean Biology* **20**:158-171.

Britton, J.C., y S.L.H. Fuller. 1979. The freshwater bivalve Mollusca (Unionidae, Sphaeriidae, Corbiculidae) of the Savannah River Plant, South Carolina, en M.H. Smith e I. Lehr Brisbin, Jr. (eds.), *Savannah River Plant National Environmental Research Park Program*. U.S. Dept. of Energy, The Savannah River Plant SRO-NERP-3, pp. 22-23.

Búrquez, A., M. Millar y A. Martínez-Yrízar. 2002. Mexican grasslands, thornscrub, and the transformation of the Sonoran Desert by invasive exotic buffelgrass (*Pennisetum ciliare*), en B. Tellman (ed.), *Invasive exotic species in the Sonoran region*. University of Arizona Press, Tucson.

Byers, J.E., S. Reichard, J.M. Randall, I.M. Parker, C.S. Smith *et al.* 2002. Directing research to reduce the impacts of nonindigenous species. *Conservation Biology* **16**:630-640.

Campos, E., y G.A. Rodríguez-Almaraz. 1992. Distribution of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) (Decapoda: Cambaridae) in Mexico: An update. *Journal of Crustacean Biology* **12**:627-630.

Casas, A., G. y M.X. Aguilar. 1997a. El Estado de México y la declinación mundial de anfibios, *Siyan can* (Facultad de Ciencias, UAEM) año 1, núm. 2, p. 6.

Casas, A.G., y M.X. Aguilar. 1997b. La polémica sobre la declinación mundial de poblaciones de anfibios. *Ciencia Ergo Sum* (UAEM) **4**:97-102.

Casas, A.G., M.X. Aguilar y R. Cruz-Aviña. 2001. La introducción y el cultivo de la rana toro (*Rana catesbeiana*). ¿Un atentado a la biodiversidad de México? *Ciencia Ergo Sum* (UAEM) **8**:62-67.

Castro-Aguirre, J.L., H. Espinosa-Pérez y J.J. Schmitter-Soto. 1997. *Ictiofauna estuarino-lagunar y vicaria de México*. Textos Politécnicos, Instituto Politécnico Nacional, México.

Ceballos, G. 1993. Especies en peligro de extinción. En O. Flores y A. Navarro (eds.), Biología y problemática de los vertebrados en México. *Ciencias* (número especial) **7**:5-10.

Ceballos, G. 1999. Áreas prioritarias para la conservación de los mamíferos de México. *Biodiversitas* **5**:1-8.

Ceballos, G., H. Gómez de Silva y C. Arizmendi. 2002. Áreas prioritarias para la conservación de las aves de México. *Biodiversitas* **41**:1-7.

CCA. 2003. Plan Estratégico de Cooperación para la Conservación de la Biodiversidad de América del Norte. Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte, Montreal.

Conabio. 2007a. En <*http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/exoticas/doctos/presentacion.html*> (consultado en 2007).

Conabio. 2007b. En <*http://www.conabio.gob.mx/invasoras/images/3/3e/EspeciesInvasoras1raversion.pdf*>.

Conabio, Aridamérica, GECI y TNC. 2006. Memoria del taller "Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad: prioridades en México". Ciudad de México, mayo de 2006, pp. 41 y anexos. Conabio, en <*http://www.conabio.gob.mx/*> (consultado en 2007).

Contreras-Arquieta, A., y S. Contreras-Balderas. 1999. Description, biology, and ecological impact of the screw snail, *Thiara tuberculata* (Müller, 1774) (Gastropoda: Thiaridae) in Mexico, en R. Claudi y J.H. Leach (eds.), *Nonindigenous freshwater organisms: Vectors, biology, and impacts*. Lewis Publishers, Boca Ratón, pp. 151-160.

Contreras-Balderas, S., V. Landa-Salinas *et al.* 1976. Peces, piscicultura, presas, polución, planificación pesquera y monitoreo en México, o la danza de las P. *Primer Simposio de Pesquerías en Aguas Continentales* **1**:315-346.

Contreras-Balderas, S. 1999. Annotated checklist of introduced invasive fishes in Mexico, with examples of some recent introductions, en R. Claudi y J.H. Leach (eds.), *Nonindigenous freshwater organisms: Vectors, biology, and impacts*. Lewis Publishers, Boca Ratón, pp. 35-54.

Contreras-Balderas, S., R.J. Edwards, M.L. Lozano-Vilano y

M.E. García-Ramírez. 2002a. Fish biodiversity changes in the lower Río Grande/Río Bravo, 1953-1996. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **12**: 219-240.

Contreras-Balderas S., P. Almada-Villela, M.L. Lozano-Vilano y M. García-Ramírez. 2002b. Freshwater fishes at risk or extinct in Mexico. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **12**: 241-251.

Contreras-Balderas, S. 2008. Especies de peces introducidas en aguas continentales de México. Catálogo manuscrito. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto AE002, México.

Coombs, E.M., J.K. Clark, G.L. Piper y A.F. Jr. Cofrancesco. 2004. *Biological control of invasive plants in the United States*. Oregon State University Press, Salem.

Coordinación General de Puertos y Marina Mercante. 1999. *Los puertos mexicanos en cifras, 1992-1998*. SCT, México.

Correa Sandoval, A. 1993. Caracoles terrestres (Mollusca: Gastropoda) de Santiago, Nuevo León, México. *Revista de Biología Tropical* **41**: 683-687.

Cortés-Altamirano, R., A.P. Sierra-Beltrán y M.C. Cortés-Lara. 2004. Dominance and permanence of harmful algae forming blooms in Mazatlán Bay (1979-2000), en K.A. Steidinger, J.H. Landsberg, C.R. Tomas y G.A. Vargo (eds.), *Harmful algae 2002.* Proceedings of the Xth International Conference on Harmful Algae, St. Pete Beach, Florida, octubre 21 a 25, 2002. Florida Marine Research Institute-Florida Fish and Wildlife Conservation Commission-Florida Institute of Oceanography-Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, pp. 344-346.

Cortés-Lara, M.C., R. Cortés-Altamirano y A.P. Sierra-Beltrán. 2004. Presencia de *Cochlodinium catenatum* (Gymnodiniales: Gymnodiniaceae) en mareas rojas de Bahía de Banderas, Pacífico mexicano. *Revista de Biología Tropical* **52**: 35-49.

Courchamp, F., J.L. Chapuis y M. Pascal. 2003. Mammal invaders on islands: Impact, control, and control impact. *Biological Reviews* **78**: 347-383.

Czech, B., y P.R. Krausmann. 1997. Distribution and causation of species endangerment in the United States. *Science* **277**: 1116-1117.

DOF. 2000. Acuerdo por el cual se aprueba la Carta Nacional Pesquera. *Diario Oficial de la Federación*, 17 de agosto de 2000.

Donlan, C.J., y T. Comendant. 2003. Getting rid of rats. *The Environmental Magazine* **10**: September-October.

Donlan, C.J., G.R. Howald, B.R. Tershy y D.A. Croll. 2003. Evaluating alternative rodenticides for island conservation: Roof rat eradication from the San Jorge Islands, Mexico. *Biological Conservation* **114**: 29-34.

Elizondo-Quiroga, D., C.T. Davis, I. Fernández-Salas, R. Escobar-López, D. Velasco *et al.* 2005. West Nile virus isolation in human and mosquitoes, Mexico. *Emerging Infectious Diseases* **11**: 1449-1452.

Elton, C.S. 1958. *The ecology of invasions by plants and animals*. John Wiley, Nueva York.

Enserink, M. 1999. Biological invaders sweep in. *Science* **285**: 1834-1836.

Espinosa-García, F.J. 2003. La amenaza de las plantas exóticas invasoras, en *Memoria del Seminario Michoacano sobre la Problemática Ambiental de las Especies Introducidas. Caso* Eucalyptus. CIDEM, Morelia, Michoacán, p. 7.

Espinosa-García, F.J., J.L. Villaseñor y H. Vibrans. 2004. The rich generally get richer, but there are exceptions: Correlations between species richness of native plant species and alien weeds in Mexico. *Diversity and Distributions* **10**: 399-407.

Espinoza, J. 1990. The southern limit of *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt (Phaeophyta, Fucales) in the Mexican Pacific. *Botanica Marina* **33**: 193-196.

Flores-Villela, O., y P. Gerez. 1994. Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso del suelo. CONABIO-UNAM, México.

Flores-Villela, O., y L. Canseco-Márquez. 2004. Nuevas especies y cambios taxonómicos para la herpetofauna de México. *Acta Zoológica Mexicana* **20**: 115-144.

Frey, D.G. 1982. Questions concerning cosmopolitanism in cladocera. *Archiv für Hydrobiologie* **93**: 484-502.

Galavíz-Silva, L. 1999. Virus del síndrome de Taura (TSV) y virus del síndrome de la mancha blanca (MSSV), agentes causantes de epizootias en la camaronicultura mexicana (1996-1999). Tesis de doctorado, Facultad de Ciencias Biológicas, UANL, Monterrey.

Galavíz-Silva, L., Z.J. Molina-Garza, J.M. Alcocer-González, J.L. Rosales-Encinas y C. Ibarra-Gámez. 2004. White spot syndrome virus genetic variants detected in Mexico by a new multiplex PCR method. *Aquaculture* **242**: 53-68.

Gaskin, J.F., y B.A. Schaal. 2002. Hybrid *Tamarix* widespread in U.S. invasion and undetected in native Asian range. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **99**: 11256-11259.

Genovesi, P., y C. Shine. 2003. European Strategy on Invasive Alien Species. Council of Europe, Estrasburgo.

Genovesi, P. 2005. Eradications of invasive alien species in Europe: A review. *Biological Invasions* **7**: 127-133.

Goldburg, R., y T. Triplett. 1997. *Murky waters: Environmental effects of aquaculture in the United States.* The Environmental Defense Fund, Nueva York.

Gopal, B. 1987. *Water hyacinth. Aquatic plant studies 1.* Elsevier Science, Amsterdam.

Gutiérrez-Yurrita, P.J. 2004. The use of the crayfish fauna in Mexico: Past, present and future. *Freshwater Crayfish* **14**: 30-36.

Guzmán, A., y R. Muñiz-Martínez. 1999. Primer registro de *Ramphotyphlops braminus* (Daudin 1803) (Reptilia: Typhlopidae) para el estado de Durango, México. *Vertebrata Mexicana* **5**: 1-3.

Guzmán, A.F., y J. Barragán S. 1997. Presencia de bagre suda-

mericano (Osteichthyes: Loricariidae) en el Río Mezcala, Guerrero, México. *Vertebrata Mexicana* **3**:1-4.

Hallegraeff, G.M., y C.J. Bolch. 1992. Transport of diatom and dinoflagellate resting spores in ships' ballast water: Implications for plankton biogeography and aquaculture. *Journal of Plankton Research* **14**:1067-1084.

Hallegraeff, G.M. 1998. Transport of toxic dinoflagellates via ships' ballast water: Bioeconomic risk assessment and efficacy of possible ballast water management strategies. *Marine Ecology Progress Series* **168**:297-309.

Hallegraeff, G.M., D.M. Anderson y A.D. Cembella (eds.). 2002. *Manual on harmful marine microalgae. Monograph on oceanographic methodology.* UNESCO, París.

Harrison, I.J., y M.L.J. Stiassny. 1999. The quiet crisis: A preliminary listing of the freshwater fishes of the world that are extinct or 'missing in action', en R.D.E. MacPhee (ed.), *Extinctions in near time: Causes, contexts, and consequences.* Kluwer Academic/Plenum Publishers, Nueva York, pp. 271-332.

Havel, J.E., y P.D.N. Hebert. 1993. *Daphnia lumholtzi* in North America: Another exotic zooplankter. *Limnology and Oceanography* **38**:1823-1827.

Hendrickx, M.E. 1996. *Los camarones Penaeoidea béntonicos (Crustacea: Decapoda: Dendrobranchiata) del Pacífico mexicano.* Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM-CONABIO, México.

Hernández, F.C., y M.E. Pérez. 1995. El vuelo del mosquito: un debate sobre mosquitos, en *Avance y Perspectiva. (Órgano de difusión del Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional)* **14**:5-15.

Hernández-Becerril, D.U., M.E. Meave y C. Flores-Granados. 2003. Dinoflagelados del orden Dinophysiales en las costas mexicanas, en M.T. Barreiro-Güemes, M.E. Meave del Castillo, M. Signoret y G. Figueroa-Torres (eds.), *Planctología mexicana.* Sociedad Mexicana de Planctología, México, pp. 10-42.

Hopkins, C.C.E. 2001. *Actual and potential effects of introduced marine organisms in Norwegian waters,* including Svalbard. Research report 2001-1. Directorate for Nature Management, Oslo.

Howald, G., C.J. Donlan, J.P. Galván, J.C. Russell, J. Parkes *et al.* 2007. Invasive rodent eradication on islands. *Conservation Biology* **21**:1258-1268.

IMTA, The Nature Conservancy, CONABIO, Aridamérica y GECI. 2007. *Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad.* Jiutepec, Morelos.

Inderjit, S. 2005. *Invasive plants: Ecological and agricultural aspects.* Birkhäuser-Verlag, Suiza.

INEGI. 2005. Territorio insular de México. Continuo nacional, escala 1:250 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes.

Jehl, J.R., y K.C. Parkes. 1983. Replacements of landbird species on Socorro Island, Mexico. *The Auk* **100**:551-559.

Jehl, J.R., y W.T. Everett. 1985. History and status of the avifauna of Isla Guadalupe, Mexico. *Transactions of the San Diego Society of Natural History* **20**:313-336.

Juárez-Palacios, J.R., y M.G.G. Palomo. 1987. La acuacultura en México: antecedentes y desarrollo alcanzado hasta 1982, en S. Gómez-Aguirre y V. Arenas-Fuentes (eds.), *Contribuciones en hidrobiología.* Instituto de Biología, UNAM, México, pp. 37-89.

Kerr, P.J., y S.M. Best. 1998. Myxoma virus in rabbits. *Revue Scientifique et Technique* **17**:256-268.

Kolar, C.S., y D.H. Wahl. 1998. Daphnid morphology deters fish predators. *Oecologia* **116**:556-564.

Larsen, J., y O. Moestrup. 1992. *Potentially toxic phytoplankton. 2. Genus* Dinophysis *(Dinophyceae).* ICES. Identification Leaflets for Plankton, International Council for the Exploration of the Sea, Copenhague.

Lassuy, D.R. 1995. Introduced species as a factor in extinction and endangerment of native fish species. *American Fisheries Society Symposium* **15**:391-396.

López-Jiménez, S. 1987. Enfermedades más frecuentes de las carpas cultivadas en México. *Acuavisión, Revista Mexicana de Acuacultura* **2**:11-13.

Lowe, S., M. Browne, S. Boudjelas y M. de Poorter. 2004. *100 de las especies exóticas invasoras más dañinas del mundo. Selección del Global Invasive Species Database.* Grupo Especialista en Especies Invasoras (GEEI), de la Comisión de Supervivencia de Especies (CSE) de la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN). Primera edición, en inglés, publicada junto con el número 12 de la revista *Aliens*, diciembre de 2000. Versión traducida y actualizada: noviembre de 2004.

MacDonald, D.W., M. Berdoy y F. Matthews. 1999. The brown rat: Explorations of opportunism, en Z. Zhang, E. Hinds, G. Zingleton y W. Zu-Wang (eds.), *Rodent biology and management,* ACIAR, Canberra.

Mack, R.N. 1981. Invasion of *Bromus tectorum* L. into western North America: An ecological chronicle. *Agro-Ecosystems* **7**:145-165.

Mack, R.N., D. Simberloff, W.M. Londsdale, H. Evans, M. Clout *et al.* 2000. Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecology* **10**:689-710.

Martínez-Jerónimo, F. 1995. *Autoecología experimental de* Daphnia magna *(Crustacea: Cladocera) y su aplicación en estudios de toxicología acuática.* Tesis de doctorado, Instituto Politécnico Nacional, México.

Martínez Jiménez, M. 2005a. *Manual para la cría masiva de* Neochetina *spp., utilizado en el control biológico del lirio acuático.* Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México.

Martínez Jiménez, M., 2005b. *Manual para la cría masiva de* Cyrtobagous salviniae *utilizado en el control biológico de* Salvinia molesta. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México.

Martínez-Morales, M.A., y A.D. Cuarón. 1999. *Boa constrictor*, an introduced predator threatening the endemic fauna on Cozumel Island, Mexico. *Biodiversity and Conservation* **8**: 957-963.

McChesney, G.J., y B.R. Tershy. 1998. History and status of introduced mammals and impacts to breeding seabirds on the California Channel and Northwestern Baja California Islands. *Colonial Waterbirds* **21**: 335-347.

Meave, M.E. 2006. Informe final del proyecto Conabio BA008 "Diatomeas (Bacillariophyta), dinoflagelados (Dinophyta) y silicoflagelados (Dictyochophyceae) marinos del Pacífico mexicano, con énfasis en la porción tropical". Conabio, México.

Mejía-Ortiz, L.M., F. Álvarez y R.G. Hartnoll. 2003. A new species of freshwater prawn, *Macrobrachium totonacum* (Decapoda, Palaemonidae), with abbreviated development from Mexico. *Crustaceana* **76**: 77-86.

Mellink, E. 1992a. Status de los heterómidos y cricétidos endémicos del estado de Baja California. Comunicaciones Académicas, Serie Ecología. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Ensenada.

Mellink, E. 1992b. The status of *Neotoma anthonyi* (Rodentia, Muridae, Cricetinae) of Todos Santos Islands, Baja California, Mexico. *Bulletin of the Southern California Academy of Science* **91**: 137-140.

Mendoza, R. 2004. Introduction of invasive aquatic species on the inland waters ecosystems of Mexico, en L.A. Meyerson, K.A. Ciruna y E. Watson (eds.), *The ecological and socioeconomic impacts of invasive alien species on island ecosystems: Report of an expert's consultation*. Global Invasive Species Programme, Washington, D.C.

Mendoza, R., S. Contreras, C. Ramírez, P. Koleff, P. Álvarez *et al.* 2007. Los peces diablo: especies invasoras de alto impacto. *Biodiversitas* **70**: 2-5.

Mendoza, R., B. Cudmore, R. Orr, J.P. Fisher *et al.* 2009. Trinational risk assessment guidelines for aquatic alien invasive species. The cases for the snakeheads (Channidae) and armored catfishes (Loricariidae) in North America inland waters. Commission for Environmental Cooperation, Montreal.

Miller, R.R., W.L. Minckley y S.M. Norris. 2005. *Freshwater fishes of Mexico*. University of Chicago Press, Chicago.

Miller, T.E., J.M. Kneitel y J.H. Burns. 2002. Effect on community structure on invasion success and rate. *Ecology* **83**: 898-905.

Mooney, H.A. y R.J. Hobbs (eds.). 2000. *Invasive species in a changing world*. Island Press, Washington, D.C.

Morton, J.F. 1980. The Australian pine or beefwood (*Casuarina equisetifolia* L.), an invasive weed tree in Florida. *Proceedings, Florida State Horticultural Society* **93**: 87-95.

Myers, J.H., D. Simberloff, A.M. Kuris y J.R. Carey. 2000. Eradication revisited: Dealing with exotic species. *Trends in Ecology and Evolution* **15**: 316-320.

Nagler, P.L., O. Hinojosa-Huerta, E.P. Glenn, J. García-Hernández, R. Romo *et al.* 2005. Regeneration of native trees in the presence of invasive saltcedar in the Colorado River Delta, Mexico. *Conservation Biology* **19**: 1842-1852.

Nogales, M., A. Martín, B.R. Tershy, C.J. Donlan, D. Veitch *et al.* 2004. A Review of feral cat eradication on islands. *Conservation Biology* **18**: 310-319.

Nunan, L.M., B.T. Poulos y D.V. Lightner. 1998. The detection of white spot syndrome virus (mssv) and yellow head virus (yhv) in imported commodity shrimp. *Aquaculture* **160**: 19-30.

O'Connor, C.E., y C.T. Eason. 2000. Rodent baits and delivery system for island protection. *Science for Conservation*. Wellington, Nueva Zelandia.

Okolodkov, Y.B., A.L. Ibáñez, M.F. Gutiérrez, J.W. Chapman, E. Suárez-Morales *et al.* 2003. Aquatic non-indigenous species in Mexico. 1st International Workshop on Guidelines and Standards for Ballast Water Sampling, Río de Janeiro.

Okolodkov, Y.B., e I. Gárate-Lizárraga. 2006. An annotated checklist of dinoflagellates (Dinophyceae) from the Mexican Pacific. *Acta Botánica Mexicana* **74**: 1-154.

Okolodkov, Y.B., R. Bastida-Zavala, A.L. Ibáñez, J.W. Chapman, E. Suárez-Morales *et al.* 2007. Especies acuáticas no indígenas en México. *Ciencia y Mar* **XI (32)**: 29-67.

Parkes, J., R. Henzell y G. Pickles. 1996. *Managing vertebrate pests: Feral goats*. Australian Government Publishing Service, Canberra.

Pedroche, F., P.C. Silva, L.E. Aguilar-Rosas, K.M. Dreckmann y R. Aguilar-Rosas. 2005. *Catálogo de las algas marinas bentónicas del Pacífico de México. 1. Chlorophycota*. uam-Iztapalapa-uc-uabc, México.

Peinado-Guevara, L.I., y M. López-Meyer. 2006. Detailed monitoring of white spot syndrome virus (wssv) in shrimp commercial ponds in Sinaloa, Mexico, by nested pcr. *Aquaculture* **251**: 33-45.

Perrings, C., K. Dehnen-Schmutz, J. Touza y M. Williamson. 2005. How to manage biological invasions under globalization. *Trends in Ecology and Evolution* **20**: 212-215.

Pimentel, D., L. Lach, R. Zúñiga y D. Morrison. 2000. *The economics of biological invasions*. Elgar, Cheltenham, RU.

Pimentel, D. 2002. Introduction: Non-native species in the world, en D. Pimentel (ed.), *Biological invasions: Economic and environmental costs of alien plant, animal and microbe species*. CRC Press, Boca Ratón.

Pimentel, D., R. Zúñiga y D. Morrison. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics* **52**: 273-288.

Prenter, J., C. MacNeil, J.T.A. Dick y A.M. Dunn. 2004. Roles of parasites in animal invasions. *Trends in Ecology and Evolution* **19**: 385-390.

Priddel, D., N. Carlile y R. Wheeler. 2000. Eradication of

European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) from Cabbage, Tree Island, NSW Australia, to protect the breeding habitat of Gould's Petrel (*Pterodroma leucoptera leucoptera*). *Biological Conservation* **94**: 115-125.

Primack, R.B. 2002. *Essentials of conservation biology*. Sinauer Associates Press, Sunderland, Massachussets.

Ramírez, C., y R. Mendoza. 2005. *La producción y comercialización de peces de ornato de agua dulce, como vector de introducción de especies acuáticas invasivas en México*. Desert Fishes Council, Cuatrociénegas, Coahuila.

Reid, J.W., y R.M. Pinto-Coelho. 1994. An Afro-Asian continental copepod, *Mesocyclops ogunnus*, found in Brazil; with a new key to the species of *Mesocyclops* in South America and a review of intercontinental introductions of copepods. *Limnologica* **24**: 359-368.

Ribera, M.A., y C.F. Boudouresque. 1995. Introduced marine plants, with special reference to macroalgae: Mechanisms and impact, en F.E. Round y D.J. Chapman (eds.), *Progress in phycological research*, Vol. 11. Biopress, Bristol, RU, pp. 187-268.

Rodríguez-Almaraz, G.A., y E. Campos. 1994. Distribution and status of the crayfishes (Cambaridae) of Nuevo León, Mexico. *Journal of Crustacean Biology* **14**: 729-735.

Romero, X., y R. Jiménez. 2002. Histopathological survey of diseases and pathogens present in redclaw crayfish, *Cherax quadricarinatus* (Von Martens), cultured in Ecuador. *Journal of Fish Diseases* **25**: 653-667.

Sagarpa. 2004. *Carta Nacional Pesquera*. Cuarta Sección.

Sala, O.E., F.S. Chapin III, J.J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield *et al.* 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* **287**: 1770-1774.

Salgado-Maldonado, G., y R.F. Pineda-López. 2003. The Asian fish tapeworm *Bothriocephalus acheilognathi*: A potential threat to native freshwater fish species in Mexico. *Biological Invasions* **5**: 261-268.

Salgado-Maldonado, G. 2006. Checklist of helminth parasites of freshwater fishes in Mexico. *Zootaxa* **1324**: 1-357.

Samaniego-Herrera, A., A. Aguirre-Muñoz, M. Félix-Lizárraga *et al.* 2008. Restoring island ecosystems in the Gulf of California: Black rat eradication on Farallón de San Ignacio and San Pedro Mártir islands. 7th California Islands Symposium, Oxnard, California.

Samaniego-Herrera, A., A. Aguirre-Muñoz, G.R. Howald *et al.* En prensa. Erradicación de ratas negras de las islas Farallón de San Ignacio y San Pedro Mártir, Golfo de California, en L.M. Flores-Campaña (ed.), *Estudios de las islas del Golfo de California*. Universidad Autónoma de Sinaloa-Gobierno del Estado de Sinaloa-Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, México.

Sanderson, M.A., P. Voigt y R.M. Jones. 1999. Yield and quality of warm-season grasses in central Texas. *Journal of Range Management* **52**: 145-150.

Sax, D.F., J.J. Stachowicz y S.D. Gaines (eds.). 2005. *Species invasions: Insights into ecology, evolution, and biogeography*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.

Scagel, R.F. 1956. Introduction of a Japanese alga, *Sargasssum muticum* into the northeast Pacific. *Fisheries Research Papers* **1**: 49-58.

Schmidt, W., F. Mendoza-Quijano y M.E. Martínez-Solís. 1996. Range extensions for *Hemidactylus frenatus* in Mexico. *Herpetology Review* **27**: 40.

Scholz, T., y G. Salgado-Maldonado. 2000. The introduction and dispersal of *Centrocestus formosanus* (Nishigori, 1924) (Digenea: Heterophyidae) in Mexico: A review. *American Midland Naturalist* **143**: 185-200.

Sedena. 2002. Ley Federal de Armas de Fuego y Explosivos y su Reglamento. *Diario Oficial de la Federación*, 25 de noviembre de 2002.

Semarnat. 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2001, Protección ambiental – Especies nativas de México de flora y fauna silvestres – Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio – Lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*, 6 de marzo de 2002.

Senasica. 2008. Se inicia la liberación de palomilla del nopal estéril (*Cactoblastis cactorum* Berg.) en Isla Contoy, Quintana Roo. Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria, Sagarpa. Disponible en *<http://148.243.71.63/default.asp?idnot=242>*.

Shine, C., N. Williams y L. Gündling. 2000. *A guide to designing legal and institutional frameworks on alien invasive species*. UICN, Gland.

Simberloff, D. 1996. Impacts of introduced species in the United States. *Consequences* **2**: 13-23.

Smithburn, K.C., T.P. Hughes, A.W. Burke y J.H. Paul. 1940. A neurotropic virus isolated from the blood of a native of Uganda. *American Journal of Tropical Medicine* **20**: 471-472.

Soberón, J., J. Golubov y J. Sarukhán. 2001. The importance of *Opuntia* in Mexico and routes of invasion and impact of *Cactoblastis cactorum* (Lepidoptera: Pyralidae). *Florida Entomologist* **84**: 486-492.

Steward, G., y A.C. Hull. 1949. Cheatgrass (*Bromus tectorum* L.): An ecological intruder in southern Idaho. *Ecology* **30**: 58-74.

Suárez-Morales, E., J.A. McLelland y J.W. Reid. 1999. The planktonic copepods of coastal saline ponds of the Cayman Islands with special reference to the occurrence of *Mesocyclops ogunnus* Onabamiro, an apparently introduced Afro-Asian cyclopoid. *Gulf Research Reports* **11**: 51-56.

Temple, S.A. 1990. The nasty necessity: Eradicating exotics. *Conservation Biology* **4**: 113-115.

Todd, K. 2001. *Tinkering with Eden: A natural history of exotics in America*. W.W. Norton, Nueva York.

USFWS. 2008. *Hazardous analysis and critical control points*. U.F. Fish and Wildlife Service. Disponible en <*www.haccp-nrm.org*> (consultado en diciembre de 2008).

Van Devender, T., R.S. Felger y A. Búrquez. 1997. Exotic plants in the Sonoran Desert region, Arizona and Sonora. *Proceedings of the California Exotic Plant Council Symposium* **3**:17-22.

Van Driesche, J., y R. Van Driesche. 2000. *Nature out of place: Biological invasions in the global age*. Island Press, Washington, D.C.

Veitch, C.R., y M.N. Clout. 2002. *Turning the tide: The eradication of invasive species*. UICN, Gland.

Vidal-Martínez, V.M., M.L. Aguirre-Macedo, T. Scholz, D. González-Solís y E.F. Mendoza-Franco. 2001. *Atlas of the helminth parasites of cichlid fish of Mexico*. Academia, Praga.

Villaseñor, J.L., y F.J. Espinosa-García. 1998. *Catálogo de malezas de México*. UNAM-Fondo de Cultura Económica, México.

Villaseñor, J.L., y F.J. Espinosa-García. 2004. The alien flowering plants of Mexico. *Diversity and Distributions* **10**:113-123.

Wakida-Kusunoki, A.T., R. Ruiz-Carus y E. Amador del Ángel. 2007. Amazon sailfin catfish, *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1855) (Loricariidae), another exotic species established in southeastern Mexico. *The Southwestern Naturalist* **52**:141-144.

Weber, E. 2003. *Invasive plant species of the world: A reference guide to environmental weeds*. CABI Publishing, Wallingford, RU.

Weiss, D., D. Carr, J. Kellachan, C. Tan, M. Phillips *et al.* 2001. Clinical findings of West Nile virus infection in hospitalized patients, New York and New Jersey, 2000. *Emerging Infectious Diseases* **7**:654-658.

Welcomme, R.L. 1988. *International introductions of inland aquatic species*. FAO Fisheries Technical Paper **294**: 1-318.

Wilson, D.E. 1991. Mammals of the Tres Marías Islands. *Bulletin of the American Museum of Natural History* **206**:214-250.

Wilson, G., N. Dexter, P. O'Brien y M. Bomford. 1992. *Pest animals in Australia*. Bureau of Rural Resources and Kangaroo Press, Canberra.

Williams, C.K., I. Parer, B.J. Coman, J. Burley y M.L. Braysher. 1995. *Managing vertebrate pests: Rabbits*. Bureau of Resources Sciences / CSIRO Division of Wildlife and Ecology. Australian Government Publishing Service, Canberra.

Wood, B., B.R. Tershy, M.A. Hermosillo, C.J. Donlan, J.A. Sánchez *et al.* 2002. Removing cats from islands in north-west Mexico, en C.R. Veitch y M.N. Clout (eds.), *Turning the tide: The eradication of invasive species*. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. UICN, Gland.

Zambrano, L., y C. Macías-García. 1999. Impact of introduced fish for aquaculture in Mexican freshwater systems, en R. Claudi y J.H. Leach (eds.), *Nonindigenous fresh water organisms: Vectors, biology, and impacts*. Lewis Publications, Washington, D.C., pp. 113-124.

Zertuche González, J.A., R. Aguilar-Rosas y L.E. Aguilar-Rosas. 2006. La invasión del alga marina *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar (Phaeophyta) en la isla de Todos Santos, Baja California, México. *Ciencia y Desarrollo* **32**:9-13.

Zimmerman, J. 1997. *Ecology and distribution of* Tamarix *sp.* Southwest Exotic Plant Mapping Program. USGS.

Zimmermann, H.G., M. Pérez-Sandi, J. Goluvob, J. Soberón y J. Sarukhán. 2000. *Cactoblastis cactorum*, una nueva plaga de muy alto riesgo para las opuntias de México. *Biodiversitas* **33**:2-13.

Zimmermann, H.G., S. Bloem y H. Klein. 2004. Biología, historia, amenaza, monitoreo y control de la palomilla del nopal, *Cactoblastis cactorum*. FAO/IAEA Programme Nuclear Techniques in Food and Agriculture, México.

Zimmermann, H.G., y M. Pérez-Sandi. 2006. *The consequences of introducing the cactus moth* Cactoblastis cactorum, *to the Caribbean and Beyond*. Pronatura, FMCN, USAID, México.

7 La bioseguridad en México y los organismos genéticamente modificados: cómo enfrentar un nuevo desafío

AUTORA RESPONSABLE: Francisca Acevedo Gasman
COAUTORES: Elleli Huerta Ocampo • Santiago Lorenzo Alonso • Sol Ortiz García
AUTORES DE RECUADROS: *7.1,* Agustín López Munguía Canales • *7.2,* Ariel Álvarez Morales, Alba E. Jofre y Garfias, Jorge Ibarra Rendón, Michelle Chauvet, Dulce María Arias, Baltazar Baltazar • *7.3,* María Amanda Gálvez Mariscal, Rosa Luz González • *7.4,* Santiago Lorenzo Alonso • *7.5,* Michelle Chauvet
REVISORES: Ariel Álvarez Morales • Flavio Aragón Cuevas • Suketoshi Taba

Contenido

Recuadros

Acevedo Gasman, F., *et al.* 2009. La bioseguridad en México y los organismos genéticamente modificados: cómo enfrentar un nuevo desafío, en *Capital natural de México,* vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio.* CONABIO, México, pp. 319-353.

Resumen

México es uno de los 12 países megadiversos y centro de origen y diversidad genética de varias especies, entre ellas algunas con gran importancia para la humanidad, en particular para su alimentación, lo que implica una responsabilidad para la conservación de dichas especies y de sus parientes silvestres. Como parte de las estrategias de conservación de la biodiversidad, en el caso particular de la agrobiodiversidad, se debe reconocer que la domesticación de las especies es un proceso continuo y dinámico, por lo que inevitablemente está ligado a procesos de selección y mejoramiento tradicionales, asociados a las prácticas agrícolas y a los procesos evolutivos.

Sin embargo, la agricultura se ha visto afectada por otro tipo de mejoras utilizando técnicas de biotecnología moderna, lo que ha resultado en el desarrollo de organismos genéticamente modificados (OGM) con combinaciones de genes, que en muchos casos están por encima de las barreras de la reproducción natural. Algunas transformaciones genéticas podrían significar que estos cultivos ya no sean aptos para consumo humano, ya que fueron expresamente diseñadas para usos diferentes que los alimentarios, por ejemplo, producción de fármacos, plásticos, aceites, entre otros.

La biotecnología moderna no se ha utilizado solo para desarrollar OGM agrícolas, también se ha extendido a otros organismos y para diferentes actividades, algunos de ellos se han mantenido de manera confinada y en otros casos se han liberado en un ecosistema donde un organismo con una combinación de genes novedosa podrá interactuar con el resto de las especies que ahí se encuentren.

En ese sentido es importante el concepto de bioseguridad relacionado con el uso de los OGM. En este capítulo se analiza lo que actualmente podría representar el desafío al que nos enfrentamos en el tema de bioseguridad, tanto en términos generales como en el caso particular de México por su condición de país megadiverso y centro de origen y diversidad genética. Asimismo se resalta que existen riesgos en todas las actividades en las que se utilizan OGM, y que independientemente de que se analice caso por caso, se deben considerar tres tipos de riesgo: al medio ambiente, a la salud humana y a las actividades socioeconómicas, con el objetivo de prevenir y minimizar cada uno de ellos. También se considera que en este análisis se deben incluir dos aspectos muy importantes: el manejo y la comunicación del riesgo.

Cabe aclarar que la posición de nuestro país es que la investigación en biotecnología se debe hacer de manera segura y responsable, lo cual no significa que se detenga o impida el desarrollo de la misma, sino más bien que se incentive que a dicho desarrollo se incorpore la bioseguridad y que esta se asuma desde la concepción de los OGM.

En este capítulo se pone de manifiesto que para enfrentar los retos que implica la investigación biotecnológica en todos sus aspectos, se deberá fomentar un mayor conocimiento en todos los niveles y de todos los actores que permita un mejor desarrollo e implementación de la regulación, así como la participación informada de la sociedad.

7.1 Introducción: el proceso de domesticación y la biodiversidad

En gran medida, la evolución de las sociedades humanas ha sido determinada por la relación de coadaptación con su entorno natural, relación que, entre otros aspectos, se basa en el desarrollo tecnológico alcanzado por los distintos grupos humanos. A lo largo de la historia se reconocen diversas revoluciones tecnológicas que han sido decisivas para cambiar la relación del ser humano con su entorno. La agricultura es una de ellas, pues modificó radicalmente el modo de vida de las sociedades y, por ende, de su cultura.

La agricultura, cuyo origen se remonta a 10 000 años (Diamond 1997), surgió de manera independiente en varios lugares que ahora se reconocen como centros de origen de agrobiodiversidad o de domesticación (Vavilov 1926). Las primeras evidencias de actividad agrícola se presentan en el Fertile Crescent del Medio Oriente, en la región andina de Sudamérica, en algunas partes de África y en México, y de estos lugares se dispersó al resto del planeta. La domesticación de plantas y animales mediante la selección de características valiosas de los organismos, transformó de manera notable a las sociedades humanas.

Desde sus orígenes, la agricultura es una de las principales actividades humanas que ha provocado cambios fuertes en el medio ambiente. En décadas recientes la agricultura se ha intensificado con un mayor uso de maquinaria, sistemas de irrigación, fertilizantes sintéticos, herbicidas y plaguicidas. Esto ha llevado a grandes cambios en la estructura, función, manejo y propósito de los agroecosistemas (Matson *et al.* 1997). Los principales cambios asociados a la agricultura de alto insumo implican una reducción significativa en la biodiversidad vegetal,

animal y microbiana, así como un incremento en los efectos de los agroecosistemas sobre ecosistemas vecinos debido a cambios en la calidad del agua y la presencia de plaguicidas, fertilizantes y otros residuos químicos.

México es uno de los ocho principales centros de origen, domesticación y diversidad genética de más de 130 especies de plantas, de las cuales 25 tienen uso comercial en todo el mundo y son la base para la alimentación humana y animal en cientos de países. Entre las especies domesticadas en México, o en Mesoamérica en general, destacan: maíz, calabaza, frijol, papaya, guayaba, camote, yuca, jícama, amaranto, huauzontle, algodón, tabaco, cacahuate, cacao y tomate (Hernández-Xolocotzi 1998). Además, México es centro de diversificación secundaria de otros cultivos de importancia económica mundial como la papa, el girasol y la vainilla, e incluso de especies de uso forestal como los pinos (Styles 1993) y los encinos (Nixon 1993). En el cuadro 7.1 se muestra el área sembrada y el valor productivo en México de algunas especies de las cuales este país es centro de origen y diversidad genética.

México tiene muchas y muy variadas condiciones topográficas y climáticas que generan una amplia gama de condiciones ecológicas, que dan como resultado la gran diversidad biológica que lo caracteriza. Junto con esta biodiversidad se encuentra una de las mayores riquezas culturales y étnicas de América que actualmente se expresa en 61 grupos indígenas (véase capítulo 15 de este mismo volumen) que hablan 291 lenguas, con variantes dialectales (véase capítulo 16 del volumen I). La historia de estos grupos está estrechamente relacionada con su entorno y los recursos naturales, en particular con el uso de las plantas, el cual con el tiempo se ha ampliado. Como un ejemplo de esta diversidad lingüística, en el cuadro 7.2 se muestran los distintos términos asociados al maíz como concepto.

Es probable que conforme los grupos humanos reconocieron en las plantas y animales algún uso (alimento, factor curativo, como utensilio u otro), comenzó una interacción que derivó en un proceso de domesticación. La domesticación se puede definir como una relación mutualista entre las poblaciones humanas y las plantas o animales, que generalmente resulta en un incremento en la adecuación de los organismos, y cuya consecuencia es una expansión en la distribución de las especies domesticadas. De acuerdo con Zeder (2006), lo que distingue el proceso de domesticación es la intencionalidad, es decir, el papel deliberado y activo que juegan los grupos humanos cuando interactúan con las plantas o animales, adquiriendo una mayor seguridad en el acceso a los recursos que están domesticando.

La domesticación es un proceso continuo que sigue operando aun en sus etapas más avanzadas, generando nuevas variedades de acuerdo con las condiciones ambientales, culturales, espaciales y temporales a las que la sociedad humana somete a las especies, adaptándolas mediante selección artificial y cruzas selectivas, lo que se puede ver como un mejoramiento genético tradicional. Como resultado de esto se han creado muchas razas de distintos animales y cientos de variedades locales para la mayoría de las plantas cultivadas, lo que representa una importante contribución humana a la agrobiodiversidad del planeta y a los recursos fitogenéticos para la alimentación, donde sobre todo los campesinos e indígenas, principalmente las mujeres, son quienes generan y mantienen este acervo agrodiverso. Es posible encontrar diferentes grados de domesticación que al parecer se relacionan con distintos niveles de intensidad con que opera el proceso o con la antigüedad de este (Casas y Caballero 1996; Casas *et al.* 1997, 1998, 1999; Hillman y Davies 1990).

La velocidad del proceso de domesticación varía dependiendo de las características de la planta y de la intensidad de la selección. Una limitada propagación vegetativa, polinización cruzada y distribución de poblaciones simpátricas con sus parientes silvestres en las que el flujo génico se mantiene entre ellas, incrementan el tiempo de fijación de los caracteres deseados en una población mediante la selección artificial (Harris 1972; Zohary 1984). En particular, el maíz cumple con todas estas características, por lo que su proceso de domesticación ha sido más largo que el de otras plantas; incluso algunos autores consideran que este proceso aún se mantiene para esta especie (Turrent y Serratos 2004). El cuadro 7.3 ejemplifica la diversidad que existe en el sistema agroecológico de milpa, práctica milenaria de cultivo usada en México.

La Revolución verde,[1] que comenzó en los años cincuenta en muchas regiones del mundo, incluidas Latinoamérica y Asia, dio lugar al desarrollo de nuevas características relevantes en los cultivos y a un mayor rendimiento principalmente de trigo, arroz y maíz, aunque este aumento de la producción se relacionó con el deterioro ambiental.

Una de las consecuencias de la práctica de mejoramiento genético en plantas para uso agrícola es la uniformidad de los cultivos, ya que dicha mejora se asocia con sistemas de producción altamente tecnificados. Los esfuerzos dirigidos a buscar y seleccionar características que permitan ampliar la diversidad en el campo agrícola han

Cuadro 7.1 Especies vegetales cuyo centro de origen (O), domesticación (Do) o diversificación (Di) es México o Mesoamérica

Especie	Nombre común	Centro de origen, domesticación, diversificación	Área sembrada (ha)*	Valor de la producción (miles de pesos)*	Referencia(s)
Agave spp.	Magueyes	O, Do, Di	30 897.44**	19 002.45	2, 5, 11, 12, 15
Amaranthus cruentus	Amaranto	O, Do	NR	NR	1, 2, 5, 12
Amaranthus hypochondriacus	Amaranto	O, Do	2 004	15 056.06	1, 2, 5, 12
Capsicum annuum	Chile	O, Do, Di	18 842.04	1 271 670.56	2, 3, 5, 8, 12, 15
Cucurbita argyrosperma subsp. *argyrosperma*	Calabaza	O, Do	15 987.6	154 393.42	2, 6, 5, 12, 15
Cucurbita moschata	Calabaza amarilla o de bola	O, Do	NR	NR	2, 6, 5, 12, 15
Gossypium hirsutum	Algodón	O, Do	129 533.43	1 640 527.34	2, 3, 5, 12, 13, 15
Phaseolus vulgaris	Frijol común	O, Do	151 335.96	1 106 017.34	2, 3, 5, 7, 11, 12, 13, 15
Sechium edule	Chayote	O, Do	2 154.75	169 812.10	2, 5, 6, 12
Vanilla planifolia	Vainilla	O, Do	NR	NR	2, 5, 6, 12
Zea mays	Maíz	O, Do, Di	8 400 994.54	34 125 996.38	2, 3, 5, 12, 13, 14, 15
Amaranthus leucocarpus	Amaranto	Do	NR	NR	1, 2
Anacardium occidentale	Marañón	Do	1 363.75	13 504.48	2, 5
Ananas comosus	Piña	Do	3 777.5	172 530.46	2, 5
Annona spp.	Chirimoya, anona	Do	79	1 829.65	2, 5
Arachis hypogaea	Cacahuate	Do	65 535.3	389 503.41	2, 5
Bixa orellana	Achiote	Do	925.5	8 131.60	2, 5, 12
Bomarea edulis	Coyolxóchitl, zarcilla	Do	NR	NR	2, 5
Brosimum alicastrum	Ramón	Do	NR	NR	2, 5
Byrsonima crassifolia	Nanche	Do	1 533.7	21 383.25	2, 5, 12
Canavalia ensiformis	Haba blanca	Do	NR	NR	2, 5
Carica papaya	Papaya	Do	7 359.5**	537 039.75	2, 5, 12
Capsicum frutescens	Chile	Do	NR	NR	2, 5
Casimiroa edulis	Zapote blanco	Do	NR	NR	2, 5
Casimiroa sapota	Matasano	Do	NR	NR	2, 5
Castilla elastica	Árbol del hule	Do	NR	NR	2
Chamaedorea tepejilote	Tepejilote	Do	NR	NR	2, 5
Chamaedorea wendlandiana	Pacaya	Do	NR	NR	2, 5
Chenopodium ambrosioides	Epazote	Do	138	3 287.13	2, 5, 12
C. berlandieri subsp. *nuttalliae*	Huauzontle	Do	208.5	2 931.30	2, 5, 12
Cnidoscolus chayamansa	Chaya	Do	NR	NR	2, 5, 12
Crataegus gracilior	Tejocote	Do	690.1	10 220.84	2, 5, 12
Crescentia cujete	Tecomate	Do	NR	NR	2, 5
Crotalaria longirostrata	Chipile	Do	NR	NR	2, 5
Cucurbita ficifolia	Chilacayote	Do	287	18 166.78	2, 5, 6, 12, 15
Cucurbita pepo subsp. *pepo*	Calabaza, calabacita	Do	7 091.2	285 410.86	2, 5, 6, 12, 15



Cuadro 7.1 [*continúa*]

Especie	Nombre común	Centro de origen, domesticación, diversificación	Área sembrada (ha)*	Valor de la producción (miles de pesos)*	Referencia(s)
Cyrtocarpa spp.	Chupandilla	Do	NR	NR	2, 5
Dahlia spp.	Dalia	Do	NR	NR	2, 5, 12
Datura stramonium	Toloache	Do	NR	NR	2
Diospyros digyna	Zapote negro	Do	NR	NR	2, 5, 12
Dioscorea spp.	Barbasco	Do	NR	NR	2, 5
Erythrina americana	Colorín	Do	NR	NR	2, 5
Euphorbia pulcherrima	Nochebuena	Do	175.21	214 906.00	2, 5, 12
Gliricidia sepium	Cacahuananche	Do	NR	NR	2, 5
Helianthus annuus	Girasol	Do	149.7	14 675.10	2, 5, 12
Hylocereus undatus	Pitahaya	Do	1 841.6	34 394.74	2, 5, 12
Hyptis suaveolens	Chía gorda	Do	250**	2 280.00	2, 5
Indigofera suffruticosa	Añil	Do	NR	NR	2, 5
Ipomoea batatas	Camote	Do	3 208.32	175 689.85	2, 5, 12
Jatropha curcas	Piñoncillo	Do	NR	NR	2, 5
Lagenaria siceraria	Guaje, bule	Do	495.3	20 123.30	2, 5, 12
Leucaena collinsii	Guaje	Do	NR	NR	2, 5
Lophophora williamsii	Peyote	Do	NR	NR	2
Lycopersicon esculentum var. *esculentum*	Jitomate	Do	234.5	79 629.00	2, 5, 12
Manihot esculenta	Yuca, guacamote	Do	1 014.4	30 861.62	2, 5
Manilkara zapota	Chicozapote	Do	NR	NR	2, 5, 12
Maranta arundinacea	Sagú	Do	NR	NR	2, 5
Mastichodendron spp.	Tempisque	Do	NR	NR	2, 5
Montanoa spp.	Varablanca	Do	NR	NR	2, 5
Nicotiana tabacum	Tabaco	Do	8 661.5	289 613.70	2
Nopalea cochenillifera	Nopal de cochinilla	Do	NR	NR	2, 5
Nopalea spp.	Nopalillo	Do	NR	NR	2, 5
Opuntia spp.	Nopales-tunas	Do	17 280.59	1 517 501.47	2, 5, 12
Pachycereus marginatus	Órgano	Do	NR	NR	2, 5
Pachyrhizus erosus	Jícama	Do	7 002.05	370 564.53	2, 5, 12
Panicum sonorum	Sauhui	Do	NR	NR	2, 5
Parmentiera edulis	Cuajilote	Do	NR	NR	2
Persea americana	Aguacate	Do	7 063.84	211 434.88	2, 5, 12
Persea schiedeana	Chinini	Do	NR	NR	2, 5
Phaseolus acutifolius	Ejotillo, tepari	Do	NR	NR	2, 5
Phaseolus coccineus	Ayacote	Do	NR	NR	2, 5, 12
Phaseolus dumosus	Ibes	Do	NR	NR	2, 5
Phaseolus lunatus	Patashete	Do	NR	NR	2, 5
Physalis philadelphica	Tomate de cáscara	Do	48 607.67	2 413 769.75	2, 5, 12



Cuadro 7.1 [*concluye*]

Especie	Nombre común	Centro de origen, domesticación, diversificación	Área sembrada (ha)*	Valor de la producción (miles de pesos)*	Referencia(s)
Piper sanctum	Hoja santa	Do	NR	NR	2, 5
Porophyllum tagetoides	Papaloquelite	Do	446.9	10 361.62	2, 5
Polianthes tuberosa	Nardo	Do	243.2	25 662.90	2, 5, 12
Pouteria campechiana	Zapote amarillo	Do	NR	NR	2, 5
Pouteria hypoglauca	Zapote amarillo	Do	NR	NR	2, 5
Pouteria sapota	Mamey	Do	1 338.2	47 446.01	2, 5, 12
Protium copal	Copal	Do	NR	NR	2, 5
Prunus serotina subsp. *capuli*	Capulín	Do	49.2	506.08	2, 5, 12
Psidium guajava	Guayaba	Do	16 165.86	586 309.83	2, 5
Psidium sartorianum	Arrayán	Do	NR	NR	2, 5
Salvia hispanica	Chía	Do	NR	NR	2, 5, 12
Sambucus mexicana	Saúco	Do	NR	NR	2, 5
Spondias mombin	Ciruela	Do	NR	NR	2, 5
Spondias purpurea	Jocote	Do	NR	NR	2, 5, 12
Tagetes erecta	Cempasúchil	Do	1 270.8	28 073.74	2, 5, 12
Taxodium mucronatum	Ahuehuete	Do	NR	NR	2, 5
Theobroma angustifolium	Cacao	Do	62 687.66	649 909.18	2, 5
Theobroma bicolor	Patashtle	Do	NR	NR	2, 5
Theobroma cacao	Cacao	Do	NR	NR	2, 5, 12
Tigridia pavonia	Oceloxóchitl	Do	NR	NR	2, 5
Yucca elephantipes	Izote espadín	Do	NR	NR	2, 5
Zinnia peruviana	Gallito	Do	NR	NR	11, 12
Salvia spp.		Di	NR	NR	11, 12
Euphorbia spp.		Di	NR	NR	11, 12
Ipomoea spp.		Di	NR	NR	11, 12
Mammillaria spp.		Di	NR	NR	11, 12
Solanum spp.		Di	NR	NR	11, 12
Quercus spp.		Di	NR	NR	11, 12
Mimosa spp.		Di	NR	NR	11, 12
Acacia spp.		Di	NR	NR	11, 12
Bursera spp.		Di	NR	NR	11, 12
Pinus spp.		Di	NR	NR	4, 11, 12
+ otros 70 géneros		Di	NR	NR	12

NR = No reportado.

* Servicio de Información Estadística Agroalimentaria y Pesquera (SIAP). Anuario estadístico de información agrícola. 2005. Sagarpa, consulta 2007.

** Datos de 2004, no hay disponibles para 2005.

Referencias: **1.** Becerra (2000); **2.** Challenger (1998); **3.** Vavilov (2005); **4.** Contreras-Medina *et al.* (2001); **5.** Hernández-Xolocotzi (1998); **6.** Lira-Saade *et al.* (1995); **7.** Parra y Ortiz de Bertorelli (1988); **8.** Ramírez (1996); **9.** Romeu (1995a); **10.** Romeu (1995b); **11.** Rzedowski (1998); **12.** Rzedowski (2005); **13.** Vavilov (1951); **14.** Wellhausen *et al.* (1987); **15.** Zohary (1970).

sido escasos. Sin embargo, es importante mencionar que desde hace poco tiempo se pone en práctica el concepto de "mejoramiento participativo", donde los investigadores han involucrado a quienes mantienen el acervo genético para que respondan adecuadamente a las necesidades locales (Bellon 2006; Lilja y Bellon 2006). A pesar del enorme valor económico que representa la inmensa reserva de diversidad genética, gran parte de la misma se encuentra en peligro de perderse, siendo una de las principales causas la erosión genética de la biodiversidad agrícola, resultado de la sustitución de variedades agrícolas tradicionales por variedades de alto rendimiento, así como por la relativa uniformidad genética de los híbridos comerciales. En el caso de México, la cada vez mayor demanda de productos agrícolas ha promovido que aumente el volumen de la cosecha, aun a costa de una menor diversidad agrícola. Aunque la mayoría de los agricultores de menos recursos siguen optando por sistemas complejos

Cuadro 7.2 Un ejemplo de riqueza léxica asociada a la agrodiversidad: las distintas formas en que las lenguas nombran al maíz

Lengua	
Tarahumara (Chihuahua)	Sunuko
Huave (Oaxaca)	Os
Zapoteco (Oaxaca)	Getta
Chontal (Oaxaca)	Golgoxac
Zoque (Rayón, Chiapas)	Mojk
Totonaco (Jicotepec de Juárez, Puebla)	Cuxi'
Triqui (Chicahuastla, Oaxaca)	'Inï
Tzeltal (Bachajón, Chiapas)	Ixim
Zapoteco (Mitla, Oaxaca)	Xob
Zapoteco (Zoogocho, Oaxaca)	Xoa'
Mayo (Sonora)	Batchi
Amuzgo (San Pedro Amuzgos, Oaxaca)	Nnan
Chinanteco (San Pedro Tlaltepuzco, Oaxaca)	CuOi
Chontal (Chontal, Tabasco)	Ixim
Tojolabal (Chiapas)	Ixim
Tzotzil (Chiapas)	Ixim
Ch'ol (Tumbalá, Chiapas)	Ixim
Chichimeco jonaz (Misión de Chichimecas, Gto.)	Úzih
Náhuatl (Xalitla, Gro.)	Tlayóhjli'
Zapoteco (del Itsmo)	Xuba'
Mazateco (El Mirador, Oaxaca)	Nahmé
Totonaco (Olintla, Puebla)	Kuxe'
Otomí (Ixmiquilpan, Hidalgo)	Dethä
Purépecha (Michoacán)	Tsiri
Mixteco (Pinotepa Nacional, Oaxaca)	Núni
Mixe (Coatlán, Oaxaca)	Mooc
Zoque (Francisco León, Oaxaca)	Moc
Cuicateco (Cuicatlán, Oaxaca)	Ninu
Popoluca (Oluta, Puebla)	Mojc
Popoluca (San Juan Atzingo, Puebla)	No:wa
Popoluca (Sierra de Veracruz)	Moc
Náhuatl (norte de Puebla)	Tlaoli
Seri (Sonora)	Hapxöl
Maya (yucateco)	Ixi'im
Chatino (zona alta, Oaxaca)	Nskwa'
Mazateco (Chiquihuitlán, Oaxaca)	Yujme
Pima (Chihuahua bajo)	Duuk-húun
Huichol (Nayarit)	Ikú
Tlapaneca (Guerrero)	Iŝi
Ixcateco (Santa María Ixcatlán, Oaxaca)	Nahme
Huasteca (San Luis Potosí)	Iziz
Tlahuica (Estado de México)	Thuhui
Mazahua (Estado de México)	Chjöö
Pame (Santa Catarina, S.L.P)	Nluá
Lacandón (Chiapas)	'Ixim
Tepehua (norte de Veracruz)	Kux / kuxi
Cora (Nayarit)	Yuuri
Quiché (Chiapas y Guatemala)	Ixim
Matlatzinca (Estado de México)	Ta'tjuwi
Kiliwa (Baja California)	Ta yiit
Yaqui (Sonora)	Bachi
Guarijío (Chihuahua)	Suunú
Popoloca (Los Reyes Metzontla, Puebla)	Nùà
Popoloca (San Juan Atzingo, Puebla)	Noa
Popoloca (San Vicente Coyotepec, Puebla)	Nuwa'
Tepehuano del norte (Chihuahua)	Jun
Totonaco (Papantla, Veracruz)	Cux'i

Fuente: Fernando Nava, Instituto Nacional de Lenguas Indígenas, com. pers.

Cuadro 7.3 Especies vegetales asociadas a la milpa en México

Especie	Nombre común
Amaranthus cruentus	Amaranto
Amaranthus hypochondriacus	Amaranto
Capsicum annuum annuum	Chile
Capsicum annuum glabriusculum	Chile piquín, chiltepín
Capsicum frutescens	Chile
Chenopodium mexicanum	Quelite
Cucurbita argyrosperma argyrosperma	Calabaza
Cucurbita ficifolia	Chilacayote
Cucurbita moschata	Calabaza amarilla o de bola
Cucurbita pepo pepo	Calabaza
Lycopersicon esculentum esculentum	Jitomate
Lycopersicon esculentum leptophyllum	Jitomate (cereza)
Opuntia ficus-indica	Nopal
Persea americana	Aguacate
Phaseolus acutifolius acutifolius	Frijol
Phaseolus coccineus coccineus	Frijol
Phaseolus dumosus	Frijol
Phaseolus lunatus	Frijol
Phaseolus vulgaris	Frijol común
Portulaca oleracea	Verdolaga
Sechium edule	Chayote
Stenocereus pruinosus	Pitaya
Zea mays mays	Maíz

Fuentes: Challenger (1998); Gliessman (1990, 1997).

y diversos que favorecen una mayor agrodiversidad, sobre todo para enfrentar riesgos climáticos pero también para mantener variedades de usos diversos.

Otras causas de pérdida de agrobiodiversidad, en el caso del maíz, son la sustitución de este cultivo por otros más redituables y la emigración de los campesinos en busca de mejores condiciones de vida (Ortega Paczka 1999). Los cambios climáticos adversos, como las sequías recurrentes, contribuyen a una menor producción y rendimiento de algunos cultivos, así como a la consecuente pérdida de diversidad de estos. En los últimos años, a este escenario de erosión de la agrodiversidad se suma la liberación en el ambiente y el incremento de la superficie de siembra de cultivos transgénicos o genéticamente modificados. Estos cultivos, hasta ahora, también presentan homogeneidad genética y con frecuencia provocan prácticas agrícolas que no favorecen el mantenimiento de las variedades locales, como el intercambio de semillas que es una práctica fundamental y común del campesino mexicano para mantener y fomentar la agrobiodiversidad. De forma adicional, en el desarrollo de los organismos genéticamente modificados, hasta ahora, no se han considerado las necesidades prioritarias de los agricultores locales, quienes en gran medida mantienen la biodiversidad en cultivos como el maíz y algunas variedades locales de algodón.

7.2 La biotecnología y los organismos genéticamente modificados

Entre las revoluciones tecnológicas que han transformado la economía, la agricultura, la electricidad y la informática se reconoce como la más reciente y contemporánea a la biotecnología. Esta última incide en la esencia del ser humano y su entorno, y va más allá que las revoluciones anteriores porque además de que interviene en la cultura, también lo hace directamente en las moléculas de la herencia y en la información genética de los organismos, rompiendo las barreras de la reproducción.

La manipulación genética de los organismos vivos permite que una porción limitada e identificada de la constitución genética de un organismo se transfiera a otro de una manera más selectiva que como se hace en el mejoramiento genético tradicional; también traspasa las barreras de entrecruzamiento natural entre especies, e incluso posibilita la inserción de genes entre organismos de diferentes reinos. Lo que permite este tipo de modificaciones se identifica con el término de biotecnología moderna.[2] Los llamados organismos genéticamente modificados (OGM) producto de la biotecnología moderna, y también conocidos como organismos vivos modificados (OVM) o transgénicos, son organismos vivos que poseen una combinación nueva de material genético.

Por los alcances que tiene, la biotecnología moderna ha provocado un clima de discusión y preocupación genuina, sobre todo en el caso de su aplicación en plantas cultivables, las cuales se han promovido comercialmente en el mundo. En palabras de Katz y Bárcena (2004): "en el presente se asiste a la consolidación gradual de un nuevo paradigma científico-tecnológico, institucional y productivo en la agricultura. Ello evoca el concepto de destrucción creativa definido por Schumpeter, conforme al cual el cambio tecnológico abre nuevas oportunidades de ne-

gocios, genera cuasi rentas innovadoras y pone en marcha un proceso selectivo entre agentes e instituciones, del cual resultan ganadores y perdedores".

Los intereses respecto al uso de estos cultivos son diversos y las posturas polarizadas asociadas a ellos van desde el rechazo definitivo hasta la absoluta aceptación. El problema radica en que no hay suficientes elementos de juicio fundado para adoptar alguna posición extrema, reconociendo que a los actores principales no les interesa que existan posiciones intermedias y quizás más objetivas acerca de este tema.

Las herramientas tecnológicas, así como el funcionamiento complejo de la interacción de los genes y la relación de los OGM con el ambiente son relativamente nuevas, además de que no existen suficientes estudios a largo plazo que permitan esclarecer la problemática real que incluye un componente casuístico indiscutible. En el recuadro 7.1 se analiza el potencial y riesgo de los cultivos genéticamente modificados.

En el caso particular de la biotecnología moderna aplicada a la agricultura, el desarrollo de los OGM se ha concentrado inicialmente en las necesidades identificadas por las grandes empresas transnacionales para responder a mercados cada vez más amplios, aprovechando la tecnología a su alcance. Es decir, se hace énfasis en características monogénicas enfocadas en la búsqueda de herramientas para combatir plagas que dañan cosechas producidas con sistemas de alto insumo, pero se dejan de lado características como el aumento en la productividad y el desarrollo de tolerancia a diferentes presiones abióticas, en parte porque estas son características regidas por varios genes. Existen nuevas investigaciones que toman en cuenta características más complejas, sin embargo, los intereses de las grandes desarrolladoras de OGM no necesariamente coincidirán con la búsqueda de soluciones para problemas locales, sobre todo de pequeños productores. Es aquí donde el papel del Estado es fundamental para incentivar la investigación nacional que contribuya a resolver problemas locales con mercados limitados.

Una manera de que la agrobiotecnología moderna se desarrolle en un contexto menos polarizado, sería involucrando a los campesinos y agricultores desde la etapa de desarrollo de cultivos genéticamente modificados e incluyendo programas que al mismo tiempo contribuyan a resolver problemas locales. Los campesinos son quienes han manejado durante siglos estos recursos, poseen los conocimientos y conocen sus necesidades particulares en función del ambiente, el clima y las plagas a las que se enfrentan de forma cotidiana, para encarar el desafío de la producción de alimentos (Ortiz-García y Huerta-Ocampo 2002). Evidentemente, esta participación tendría que estar acompañada de su reflejo en el régimen de propiedad intelectual. En el recuadro 7.2 se presenta un ejercicio que, como una primera aproximación, se acerca a lo que aquí se plantea.

7.3 Nuevas aplicaciones en cultivos transgénicos y el valor de la conservación de variedades

Históricamente a las plantas se les han dado usos diferentes, comenzando por el de la alimentación. Con la aplicación de la biotecnología moderna, en la actualidad los cultivos también se están utilizando, entre otros, en los siguientes aspectos:

Medicinal o curativo: no solo se utiliza el extracto de sustancias directamente de las plantas derivado del conocimiento tradicional, también se producen fármacos y compuestos activos para aplicaciones a la salud humana, animal, vegetal y del ambiente, este último para la biorremediación.

Industrial: sobre todo para elaborar grandes cantidades de productos procesados, de tipo alimentario y recientemente de otros, entre ellos plásticos.

Bioenergía: producción de insumos para fuentes alternas de energía, por ejemplo etanol, con cultivos que incrementan el contenido de azúcares para su fermentación. El principal desarrollo biotecnológico para ofrecer cultivos con mayor potencial para producir biocombustibles se ha dado a partir del maíz y la soya.

En parte, los "nuevos usos" de los cultivos implican modificaciones genéticas que pueden significar que estos cultivos ya no sean aptos para consumo humano o animal. En el recuadro 7.3, sobre cultivos biofarmacéuticos, presentamos información más detallada sobre este tema.

Independientemente de los nuevos usos que el ser humano le asigne a los cultivos, es importante conservar las especies de uso agrícola y su dinámica evolutiva, al igual que a sus parientes silvestres, incluidas las especies de origen pues representan un reservorio de diversidad genética y, por ende, fuente de información y genes para el mejoramiento. Por tanto, es necesario reconocer el valor intrínseco que poseen las diversas especies, en especial para los humanos. Al asignar un valor a estas especies que reconozca la sociedad en su conjunto, se refuerza el proceso de conservación.[3] Es paradójico que las empresas que utilizan la riqueza genética como insumo para las

Recuadro 7.1 Potencial y riesgo de los cultivos genéticamente modificados

Agustín López Munguía Canales

El cultivo de plantas genéticamente modificadas (GM) es el tema más controversial relacionado con la tecnología surgido de la economía global. Desde la aparición de los primeros productos de la biotecnología agrícola se han generado posturas enfrentadas acerca de sus posibles efectos: por un lado se encuentran quienes ven en estos productos graves riesgos, como el daño a la biodiversidad y a la salud del consumidor, así como la pérdida de soberanía alimentaria y vocación agrícola en los países pobres, y por el otro están quienes consideran que contribuirán a disminuir el deterioro que las prácticas agrícolas —tradicionales y modernas— provocan al medio ambiente, resolviendo además importantes problemas de producción de alimentos en términos de cantidad y calidad. Posturas análogas se han observado a lo largo de la historia ante procesos que combinan de manera radical los hábitos y quehaceres productivos de la sociedad. Así sucedió cuando se mecanizó el transporte, cuando se aplicó la energía eléctrica —y nuclear— para generar luz, o con la introducción de los antibióticos como agentes químicos terapéuticos, para citar un ejemplo del ámbito biotecnológico. Sin embargo, el espectacular avance científico y tecnológico experimentado durante el siglo XX ha exacerbado estas posturas, pues aunque se han logrado resultados formidables en términos de satisfactores para la sociedad, el costo que debemos pagar es muy alto. Y es que a medida que avanza el conocimiento que transforma nuestro entorno, este se convierte en una herramienta cada vez más rápida y poderosa, pero también, de mayor riesgo. En el caso específico de la producción de alimentos, se han logrado aminorar las hambrunas y reducir el ritmo de incorporación de bosques y selvas a la agricultura, pero el daño al ambiente y a la salud causado por las técnicas agrícolas y el uso de agroquímicos asociado a la agricultura intensiva no tiene parangón en la historia de la humanidad, lo que hace necesario un cambio urgente de estas prácticas. Sin embargo, este cambio debe darse en un mundo cuya población no deja de crecer y exige el derecho a la alimentación —lo que implica más y mejores alimentos—, pero que también está cada vez más consciente de los efectos negativos que han tenido en su salud las prácticas industriales poco rigurosas y los problemas asociados con una dieta basada en productos procesados. Así han surgido los conceptos *natural* y *orgánico* a los que el consumidor promedio ha otorgado un sentido emocional de inocuidad, aunque tenga una opinión y actitud poco informada al respecto. El consumidor promedio ha sido convencido de que las modificaciones genéticas de las plantas son dañinas, ubicando a estos productos como *alimentos Frankenstein* a los que se identifica emocionalmente como "peligrosos", "chatarra", "no naturales" e incluso "cancerígenos". A lo anterior se agrega la campaña ambientalista desatada en contra de las plantas GM, a las que se relaciona como la causa de una probable catástrofe ambiental derivada de la "contaminación" genética. Por tanto, no es de extrañar que exista mucha desconfianza y temor entre los consumidores poco informados.

Los alimentos obtenidos de cultivos GM son, desde el punto de vista de su inocuidad, los productos más exitosos y más vigilados de la historia de la agroindustria mundial: la salud del consumidor lo hace indispensable, las experiencias negativas del pasado lo ameritan y el riesgo de provocar un daño —consciente o inconscientemente— lo justifica. Se trata de una herramienta poderosa que es posible aplicar en el corto o largo plazos en prácticamente cualquier cultivo con diversos fines, como el control de plagas, la composición de la calidad nutricional y, de manera asombrosa, la adaptación a la escasez de agua o a climas extremosos. Así, todo el conocimiento científico y la maquinaria analítica desarrollados para estudiar la química, la fisiología y la genética de los productos agrícolas convencionales para evaluar su riesgo y garantizar su inocuidad también han permitido determinar, con amplio detalle, la inocuidad de los productos GM. Por ello se introdujo el concepto de *equivalencia sustancial* que permite asegurar si un cultivo GM es tan seguro como su contraparte no modificada y se incluyó en los análisis de inocuidad la posible aparición de "efectos inesperados". Así, después de recibir la opinión favorable de numerosos organismos internacionales, públicos y privados, incluida la Organización Mundial de la Salud (OMS), y llegar a un consenso internacional sobre los principios que deben regir la evaluación en materia de inocuidad, en más de 21 países se autorizó para consumo humano maíz, soya, arroz, colza, jitomate, papaya y calabaza GM, entre otras.[1] En todas ellas se verificó que solo se hicieran los cambios que la modificación genética implica, y que estos beneficien y no afecten al consumidor.

Sin embargo, es importante señalar que no se puede generalizar la inocuidad de los cultivos GM aprobados ni el riesgo de los que no han alcanzado la aprobación. Así, cada nuevo producto debe ser analizado con el mismo rigor con el

que han procedido hasta ahora las instancias regulatorias, las agencias públicas y las privadas. Todos los países, México en particular por ser centro de origen de diversas especies vegetales, deben incluir la seguridad ambiental en los aspectos a evaluar cuando se analice la viabilidad de un cultivo GM. Quizás el mayor riesgo relacionado con este tipo de cultivos es el de quedar al margen del uso de esta tecnología que, adaptada a las circunstancias particulares de México, puede ser una buena opción para resolver problemas específicos, sean estos de tipo ambiental, agronómico o, en especial, nutricional.

La biotecnología moderna no beneficia solo a los productores, también favorece de muy diversas formas directa o indirectamente al consumidor y al medio ambiente.[2] La disminución en el uso de agroquímicos, los incrementos en rendimiento y la búsqueda de una dieta balanceada —en particular en vitaminas y minerales como se ha demostrado para el caso de la vitamina A y del hierro— se pueden favorecer con modificaciones genéticas adecuadas. Esta práctica tampoco es patrimonio de las grandes empresas del campo: la creciente participación de China y Cuba en el desarrollo de plantas GM o el caso del arroz dorado desarrollado por instituciones públicas suizas son ejemplos de esta situación. En el contexto biotecnológico, el maíz ha recibido una atención especial, ya que junto con el arroz constituyen los dos sistemas vegetales de interés agrícola mejor estudiados en diferentes escalas y, como consecuencia, los más fáciles de modificar genéticamente. Debido a lo anterior y a los múltiples usos que se le ha dado a la planta de maíz en la industria alimentaria —y ahora la energética—, así como las grandes extensiones de tierra dedicadas a su cultivo, sobre todo en países desarrollados, ahora hay un interés particular de las empresas dedicadas a su explotación. En México esta situación adquiere una dimensión particular por la arraigada importancia alimenticia y cultural, y porque el maíz es una planta originaria de México, donde aún persisten variedades nativas silvestres. Así, no es de extrañar que sea en este cultivo en el que se centren las preocupaciones, auténticas o no, de organizaciones ambientalistas y grupos de científicos relacionadas con el consumo, cultivo e importación de maíces modificados, y quienes, en el mejor de los casos, piden una reglamentación particular y rigurosa para su implementación. Es importante mencionar que en México no es posible ni recomendable mantener el cultivo de maíz al margen de los avances de la tecnología, pues es muy probable que tarde o temprano, deseable o no, de manera accidental o voluntaria lleguen variedades modificadas de maíz al campo mexicano. En consecuencia, las dimensiones que el flujo horizontal puede alcanzar deben estudiarse al tiempo que se diseñan políticas que permitan darle valor a una riqueza hasta ahora casi intangible en los mercados: la diversidad genética de nuestros maíces.

El uso racional del conocimiento moderno, en el contexto de un plan y una política nacional para el campo y la alimentación que permitan preservar la biodiversidad al mismo tiempo que se potencian los recursos naturales y los procesos tradicionales con el concurso de una sociedad informada, es el reto para el gobierno, la industria y el sector académico nacionales de cara al siglo XXI.

1 Para el caso de México se puede consultar la lista de permisos otorgados por la Sagarpa para los cultivos GM (Senasica 2006). En el ámbito internacional, los cultivos GM están siendo adoptados en países desarrollados y en vías de desarrollo, con un total de 114.3 millones de hectáreas estimadas en 2007, de acuerdo con el reporte de ISAAA Brief No. 37 (Clive 2007). En este contexto, México se encuentra en el lugar número 13 de 23 países que están adoptando esta tecnología, con cerca de 100 000 hectáreas sembradas (si se suman las de algodón y soya para 2007) según datos de Clive (2007).

2 Véase también el capítulo 8 de este volumen.

transformaciones biotecnológicas, no tengan políticas de conservación de los centros de origen y diversificación de esa riqueza, a la que tienen que recurrir periódicamente para desarrollar OGM.

En México, particularmente en el caso de las especies originarias de la región o las que se han diversificado en ella, parte de este valor está dado por la función que tienen estas especies al ser base de la alimentación de la mayoría de la población del país. Se debe hacer hincapié en que estas especies de uso agrícola representan un reservorio de genes para toda la humanidad. El reconocimiento del reservorio de genes de dos especies clave para la alimentación mundial, maíz y trigo, se pone de manifiesto, por ejemplo, mediante el establecimiento del banco de germoplasma del Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo (CIMMYT)[4] localizado en Texcoco, Estado de México.

No es posible determinar a priori el efecto que la aplicación de la biotecnología moderna pueda tener sobre las prácticas que mantienen y generan la agrobiodiversidad, ya que los elementos implicados en las decisiones para aceptar o rechazar una nueva tecnología son diversos; además de las múltiples posibilidades de aplicación de la misma y la compleja interacción con el medio ambiente.

Recuadro 7.2 ¿Pueden las pequeñas comunidades rurales beneficiarse de la biotecnología?

Ariel Álvarez Morales • Alba E. Jofre y Garfias • Jorge Ibarra Rendón • Michelle Chauvet • Dulce María Arias • Baltazar Baltazar

Una de las primeras promesas de la biotecnología y de los mayores logros que se debían alcanzar con esta tecnología era aliviar el hambre y la pobreza en los países en desarrollo. Sin embargo, hasta ahora no existe un solo producto en el mercado destinado a cumplir con este objetivo, por lo que todavía está sin respuesta la pregunta de si puede o no la biotecnología contribuir a resolver problemas sociales en países como México. Para abordar este problema se decidió establecer un proyecto multidisciplinario (Jofre-Garfias y Álvarez-Morales 2002), multiinstitucional e incluyente que tratara de dar respuesta, de manera científica y objetiva, a preguntas como las siguientes: ¿cuáles son las características que se pueden conferir al maíz que potencialmente tengan un efecto importante en las comunidades rurales?, ¿aceptarán las comunidades rurales los productos de la nueva tecnología?, ¿las comunidades rurales están dispuestas a evaluar y trabajar con los nuevos materiales?, ¿se podría liberar maíz transgénico en México de manera segura? y ¿qué efecto tendría el flujo de transgenes a los maíces criollos o al teocinte?

Para tratar de responder a estas y otras preguntas relevantes se integró un grupo de trabajo multidisciplinario que investigara los aspectos sociales, biotecnológicos, ecológicos, el flujo génico y sus posibles consecuencias.

Algunos aspectos sociales que se consideraron son: organización social, prácticas culturales, historia de la comunidad, problemática actual, capacidad para aceptar nuevas tecnologías, interés en establecer colaboraciones, entre otros.

Los aspectos relacionados con la biodiversidad abarcaron áreas como: establecimiento de parámetros ecológicos base de las poblaciones de teocinte (banco de semillas, fenología, potencial de colonización, etc.), percepción y manejo del teocinte por parte de la comunidad y determinación de poblaciones de insectos en las poblaciones de maíz y teocinte, entre otros. Asimismo se hicieron estudios de la estructura genética del maíz y el teocinte para evaluar hibridación e introgresión.

Entre los aspectos biotecnológicos se estudió la posibilidad de transformar genéticamente algunos tipos criollos de maíz, así como evaluar el potencial de genes como el *cry1F* para el control de poblaciones de lepidópteros locales.

Todos estos estudios se llevaron a cabo sin que se liberaran materiales modificados al medio ambiente e involucrando a la población en todas las etapas del proyecto. Esta participación comunitaria se reflejó en facilitar espacio en la escuela primaria local para la instalación y cuidado de una estación meteorológica, ayuda continua de un grupo de alumnos de la escuela en la colecta de insectos a lo largo de todo el proyecto, así como apoyo de los campesinos quienes proporcionaron materiales, acceso a sus parcelas y muchas pláticas valiosas indicando sus necesidades y observaciones particulares sobre los objetivos y desarrollo del proyecto.

Resultados preliminares

Los resultados en el aspecto social mostraron que el problema al que se enfrentan los productores rurales de maíz es multifactorial y complejo, el cual incluye los bajos precios del maíz, la falta de apoyo técnico, la ausencia de subsidios adecuados, cambios en las costumbres y tradiciones, y, de manera sobresaliente, la migración de la población joven hacia Estados Unidos. Si bien la solución de uno de estos factores no cambia el panorama total, no precluye la posibilidad de que se pueda incidir en uno de los factores y que este tenga un efecto importante sobre la problemática.

Por tanto, al final de la primera fase de este proyecto, se vio que ofrecer un producto biotecnológico que obedezca a las demandas de los productores les puede traer beneficios sustanciales. La principal demanda de los agricultores fue encontrar un mecanismo que les permita eliminar las malezas de sus campos, ya que debido a la escasez de mano de obra para las labores de deshierbe sus campos se han visto inundados principalmente con teocinte y chayotillo. Esta situación los ha llevado en muchos casos a abandonar sus parcelas o sustituir el cultivo de maíz por avena o papa, dejando el uso de los maíces criollos.

Un maíz con tolerancia a herbicidas podría, en principio, ayudar a solucionar el problema. Se plantea un escenario en el cual los productores cuenten con el material mejorado y el herbicida correspondiente por un periodo de dos años para reducir las malezas a un nivel manejable, de forma que, después de este lapso, el agricultor mantenga sus campos libres de maleza con un mínimo de atención continua y sin la necesidad de hacer uso continuo del herbicida. Una característica adicional integrada en el maíz es la resistencia a insectos, la cual proporcionaría una mejora adicional que contribuiría a aumentar los rendimientos.

Trabajo futuro

En los próximos dos años se planea probar esta estrategia sin hacer uso de materiales transgénicos. Se pretende sustituir

completamente el cultivo de maíz por avena o algún otro cultivo que permita la aplicación de herbicida en toda el área con problemas en dos ciclos seguidos, para después evaluar cuánto se redujeron las poblaciones de teocinte y chayotillo. Si bien los productores dejarán de cultivar maíz, recibirán una compensación adecuada.

Asimismo, con los datos obtenidos sobre flujo génico, y la información sobre el comportamiento y ecología del teocinte, se llevarán a cabo los estudios de análisis de riesgo pertinentes que serían aplicables en caso de que se utilicen materiales genéticamente modificados, y que nos permitirán evaluar si un planteamiento de esta naturaleza es viable desde el punto de vista de la bioseguridad.

Recuadro 7.3 Cultivos biofarmacéuticos y su posible riesgo

María Amanda Gálvez Mariscal • Rosa Luz González

Los cultivos biofarmacéuticos son plantas modificadas genéticamente con las que se busca conseguir sustancias con propiedades terapéuticas, como proteínas virales para vacunas, hormonas, anticuerpos o fragmentos de anticuerpos, entre otros (Ellstrand 2003a; Gómez 2001; Ma *et al.* 2003). Las primeras proteínas farmacéuticas recombinantes derivadas de plantas fueron la hormona humana de crecimiento expresada en el tabaco en 1986 (Barta *et al.* 1986) y la seroalbúmina humana también en este cultivo y en plantas de papa en 1990 (Ma *et al.* 2005). Veinte años después se empezaron a comercializar los primeros fármacos producidos con plantas transgénicas. De esta forma se expresan de manera experimental muchas proteínas terapéuticas como: anticuerpos, derivados de sangre, citocinas, factores de crecimiento, hormonas, enzimas recombinantes, así como vacunas humanas y veterinarias (Twyman *et al.* 2005). Aunque en algunos casos se emplean cultivos celulares —de plantas, insectos, animales o microorganismos— para expresar estas moléculas, en otros se utilizan plantas completas de alfalfa, lechuga, espinaca, tabaco y maíz en cultivos confinados o a campo abierto, este último es el que tiene menores costos. Con el tiempo, la tecnología ha mejorado la expresión y el rendimiento al usar nuevos promotores, al estabilizar la proteína en los diferentes compartimientos celulares y al optimizar el procesamiento *down stream*, lo que ha contribuido a mejorar la factibilidad económica de esta aplicación (Ko y Koprowski 2005; Stewart y Knight 2005). Entre todos estos sistemas, la expresión en semillas ha resultado de enorme utilidad para acumular proteínas en un volumen relativamente pequeño, pues no se degradan porque el endospermo conserva las proteínas sin necesidad de bajas temperaturas, lo que da una gran ventaja para la producción, por ejemplo, de vacunas orales (Han *et al.* 2006). En el caso de los cereales, el maíz, el arroz y la cebada resultaron ser alternativas interesantes, aunque el maíz tiene el mayor rendimiento anual, un contenido proteínico en la semilla moderadamente alto y su ciclo de cultivo es más corto, lo que en conjunto le da el mayor rendimiento potencial de proteína por hectárea (Stoger *et al.* 2005). Aunque los desarrolladores reconocen que el maíz tiene la desventaja de que es una planta de polinización cruzada, ningún otro cereal alcanza su rendimiento (Stoger *et al.* 2005), por lo que es el sistema de expresión más utilizado y ocupa más de 70% de los permisos concedidos por APHIS entre 1991 y 2004 (Elbeheri 2005). Hay más de 20 empresas en Estados Unidos principalmente, Canadá y Europa especializadas en estas plataformas de producción (Colorado Institute of Public Policy 2004; Huot 2003) y sus costos son menores que los de sistemas microbianos (Elbeheri 2005). Estos criterios económicos, de factibilidad técnica y la percepción del maíz como materia prima industrial son los que han permitido que este cultivo sea el más utilizado y resulte ventajoso para unos cuantos agricultores, que pueden obtener ganancias mayúsculas de sus campos; pero las desventajas y peligros potenciales no son democráticos porque estas decisiones no consideran los riesgos para los millones de personas que basan su alimentación en el maíz. ¿Cuáles serían esos riesgos? El primero es que los granos que contienen el fármaco pasarán a la cadena de producción de alimentos en operaciones industriales, ya que a simple vista es imposible diferenciarlos y pueden mezclarse inadvertidamente. Debido a que ya sucedió, no se debe descartar un manejo descuidado en el procesamiento industrial: con maíz, caso Starlink en 2000, y con arroz (USDA 2006), aunque no son biofarmacéuticos. Esto

Recuadro 7.3 [*concluye*]

ocurrió en Estados Unidos donde supuestamente están bien establecidas las reglas de bioseguridad, pero no se cumplen de forma adecuada (USDA 2005). Lo anterior tiene un efecto potencial en las poblaciones que consumen esos granos: en México el consumo per cápita varía entre 285 y 480 g diarios y llega a constituir la fuente de 40% de las proteínas por su bajo costo (Bourges 2002; FAO 2006). El efecto potencial puede ser desastroso si se junta con el segundo gran riesgo: que exista flujo génico. Esto no implica una mezcla física de granos, el peligro es que se libere un transgén farmacéutico y que se herede a los maíces criollos, donde puede perdurar varias generaciones en un sistema abierto de intercambio de semilla, como sucede en México (Cleveland y Soleri 2005). Los peligros potenciales de exposición a fármacos recombinantes por esta vía se darían en prácticamente toda la población mexicana, con un mayor acento en el segmento que produce maíz de subsistencia y semicomercial. Además, pondría en riesgo a México porque dañaría su biodiversidad. Lo anterior no sucedería en un país en el que se compra semilla cada año (Chauvet y Gálvez 2005). Usar maíz para la producción de farmacéuticos y sustancias industriales no comestibles, que también son peligrosos para la salud, responde a una serie de decisiones en las que no estamos participando los mexicanos pero nos afectan: son decisiones que toman empresas, ciudadanos y políticos de países más desarrollados tecnológicamente, donde el cabildeo se dirige a prohibir que estas prácticas se hagan con animales porque la opinión pública —que en estos países a menudo es un impulsor de cambios regulatorios— les considera más parecidos a los humanos, aunque su control sea más fácil (National Research Council 2002) y se hayan usado durante mucho tiempo para la producción de vacunas y sueros, anticuerpos, etc. Lo anterior, entre otras cosas, ha privilegiado en todo el mundo la producción con plantas, que además resulta más barata. Si bien se reconoce que todas las tecnologías acarrean riesgos, los riesgos no son cosas, son construcciones sociales en las que el saber experto, pero también los valores y símbolos culturales desempeñan un papel clave (Beck 2004). En el caso del maíz biofarmacéutico es evidente que la participación pública y los grupos de interés de países menos desarrollados, como México, son ajenos a este proceso de toma de decisiones tecnológicas en el mundo (McMeekin *et al.* 2004). Los consorcios y sus expertos argumentan que no hay riesgos claros o comprobables en estos cultivos. Sin embargo, el hecho de que las empresas aseguradoras no participen en el negocio de la biotecnología, se debe a que saldrían perdiendo, porque sí existen peligros, y no podrían asegurar estos cultivos con pólizas baratas (Beck 2004). Si se contamina la cadena alimentaria con granos de maíz farmacéutico, se dañaría la alimentación de 100 millones de mexicanos. Si se contamina por flujo génico el maíz en México, no sería fácil eliminarla y afectaría a 60% de las unidades productivas no comerciales y semicomerciales del país, es decir, la producción de autoconsumo en México, que utiliza 33% del área sembrada de maíz y representa 37% de la producción nacional de grano (Brush y Chauvet 2004; Nadal 2000). Esto afectaría directamente la inocuidad de la base alimentaria de millones de mexicanos, sin mencionar el daño a la megadiversidad en un centro de origen. Aunque existen métodos de contención biológica de los transgenes como la transformación de cloroplastos que se hereda por vía materna (Daniell *et al.* 2005), la inducción de la expresión con sustancias que deban adicionarse al cultivo (Han *et al.* 2006), así como sistemas de contención genética (Mascia y Flavell 2004), la solución de raíz para esta controversia es que no se utilicen cultivos de alimentos para la expresión de fármacos y sustancias no comestibles (Nature Biotechnology 2004). ¿Qué opinaría la población en Japón o en Estados Unidos si en lugar del maíz se usara arroz o trigo, ya que el pan o el arroz cocinado en sus diferentes formas son productos fundamentales en su dieta? (Kleinman *et al.* 2005). Los volúmenes de maíz que moviliza la industria alimentaria y el valor agregado de sus productos industrializados son mucho mayores que el mercado de los farmacéuticos; además de que la población afectada en caso de un escape de transgenes farmacéuticos vía la alimentación sería mayor que la beneficiada con un fármaco de bajo precio producido con maíz, siempre y cuando el precio realmente fuera barato. Es bien sabido que una parte del precio de los medicamentos se dedica sobre todo a gastos corporativos, a la recuperación del costo de investigación y desarrollo, así como en publicidad, y patentar implica un derecho de uso exclusivo que permite establecer precios que tienen un amplio margen de ganancia.

Por otro lado, los cultivos farmacéuticos no están claramente tipificados en la legislación mexicana, y hoy por hoy no existe una técnica jurídica que prevea este tipo de investigaciones y que logre emparejarse a la velocidad con que se generan nuevas biotecnologías. Redireccionar un campo tecnológico como los cultivos biofarmacéuticos hacia objetivos de mayor beneficio social constituye una tarea urgente que requiere solidaridad global, una política oportuna enmarcada en derechos humanos que no espere a que suceda la primera desgracia en la población mexicana por ser la mayor consumidora de maíz.

Sin embargo, sí se pueden establecer estrategias de elección acerca de las especies que se pretenden modificar y los cambios más convenientes respecto a las ventajas y beneficios claros para el sector agrícola y ambiental, considerando los problemas específicos de los países o de la región donde dichos cultivos genéticamente modificados se utilizarán. Asimismo, y dado que son muchos los factores que causan daños a la agrodiversidad, dichas estrategias deben incluir paralelamente instrumentos económicos cuyo objetivo sea controlar o revertir consecuencias negativas, así como la investigación correspondiente de largo plazo y su financiamiento (véase el recuadro 7.2).

En la definición de políticas para impulsar el desarrollo de la biotecnología, el camino escogido por muchos es el de la cautela ante las potenciales consecuencias de que esta se difunda, con la incertidumbre que implica el desconocimiento real de la interacción de una nueva inserción genética con un organismo vivo, y su evolución en el tiempo. De ahí que se retomen términos como "enfoque" o "principio precautorio"[5] presentes en documentos internacionales, que a su vez se han incorporado efectivamente a instrumentos legales nacionales. Tanto en el Protocolo de Cartagena sobre Seguridad de la Biotecnología[6] como en la Ley de Bioseguridad de los Organismos Genéticamente Modificados (LBOGM)[7] se reconoce la importancia del principio precautorio, emanado de la Agenda 21 (Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo), en el contexto de las diferentes actividades relacionadas con los OGM. El principio precautorio establece que en caso de que no haya certeza científica por falta de información y conocimiento suficientes con respecto a los posibles efectos adversos de los OGM, se debe tomar una actitud precavida con el propósito de evitar o minimizar los efectos adversos potenciales.

Las sociedades modernas consideran el principio precautorio como uno de los criterios fundamentales en la toma de decisiones. La importancia de este enfoque se deriva de diversos accidentes industriales ocurridos alrededor del mundo, los cuales disminuyeron la confianza y el optimismo que suscitó el desarrollo tecnológico.

El concepto de sociedades del riesgo, impulsado por Giddens (1999) y Beck (1992), se refiere a que las sociedades se están estructurando para contrarrestar los riesgos a los que son vulnerables, tradicionalmente en respuesta a los naturales, pero en la actualidad se pone atención especial en aquellos riesgos creados por algunas prácticas del ser humano. En este contexto se difunde la biotecnología moderna: las perspectivas de incremento en la productividad por medio de la agrobiotecnología se enfrentan a una creciente sensibilidad al riesgo que esta implica (véase el recuadro 7.4).

México, con graves problemas de pobreza y deterioro ambiental, y además uno de los países megadiversos y centro de origen y diversificación de importantes cultivos candidatos a ser transformados genéticamente, tiene la responsabilidad de custodiar la integridad de su biodiversidad. Por ello es imprescindible aplicar un enfoque precautorio que contribuya a mantener y potenciar adecuadamente la riqueza biológica. Aunado a esto, también debe contar con la capacidad de recuperar biodiversidad ante un escenario de pérdida o de introgresión de construcciones genéticas, si estas se llegaran a introducir de una manera no deseada. Así, el "cómo" se manejan los recursos genéticos en el contexto de un país al que le interesa el uso de la "biotecnología moderna" cobra una dimensión importante. Esto con la idea de superar la imperante pobreza, que mejore la calidad de vida de todos conservando la biodiversidad y cuidando la salud humana ante potenciales riesgos (a corto, mediano y largo plazos) derivados de actividades relacionadas con el uso de OGM. Es claro que lo que debe informar y fundamentar las decisiones asociadas a un enfoque precautorio, es también el conocimiento de las alternativas tecnológicas de producción de alimentos que se utilizan actualmente en nuestro país y cómo estas influyen o no en el deterioro ambiental o en la productividad, además de sus repercusiones en la conservación de la diversidad genética de los cultivos.

Adicionalmente, para el caso particular del uso de cultivos como el maíz, que además tiene un profundo arraigo social, cultural y hasta religioso en México, se debería demostrar contundentemente que en la modificación genética que se llegue a utilizar en el campo, los beneficios superarán claramente los costos y riesgos asociados, y que en ningún caso los efectos negativos serán irreversibles.

Para ello es preciso reforzar las iniciativas tomadas por México desde 2007, que para el caso del maíz implica: *1*] el registro y las colectas de la diversidad de cultivos locales, razas y parientes silvestres domesticados o no; *2*] la evaluación del desempeño de instituciones públicas o privadas en los ámbitos local, estatal y federal; *3*] la colaboración entre dichas instituciones y los productores; *4*] el fortalecimiento de los bancos de genes, organizados en redes y con información acerca de semillas propágulos y sus formas de conservación, y *5*] la capacitación, en particular en los campos de evolución de cultivos y en la conservación y desarrollo del germoplasma, campo en el

Recuadro 7.4 Reflexiones en torno a los riesgos en relación con los ogm

Santiago Lorenzo Alonso

El concepto de construcción social del riesgo se ha generado a partir de dos interpretaciones diferentes, pero complementarias, del fenómeno: una percepción fundamentada en la aceptación social del riesgo y la otra en la de vulnerabilidad.

El enfoque basado en la percepción de aceptación social del riesgo define una etapa, la de los "riesgos insoportables", que se refiere a desastres ocasionados por accidentes. En consecuencia, el riesgo se distingue entre aceptable y no aceptable. De acuerdo con análisis colectivos de costo-beneficio, el grado de aceptación es diferente en cada sociedad.

Cada forma de organización social está dispuesta a aceptar o evitar determinados riesgos, se trata de un "sesgo cultural" que guía nuestra manera de percibir una serie de aspectos (Bestard 1996). El riesgo es una construcción colectiva y cultural; no es un ente material objetivo sino una elaboración, una construcción intelectual que se presta particularmente para llevar a cabo evaluaciones sociales de probabilidades y de valores (Douglas 1987). Es un producto conjunto de conocimiento y aceptación, depende de la percepción que de él se tenga.

Por otra parte y como complemento de lo anterior, la interpretación que destaca la característica de vulnerabilidad se funda en la creciente evidencia de "que muchos de los desastres tradicionalmente atribuidos a causas naturales han sido generados por prácticas humanas relacionadas con la degradación ambiental, el crecimiento demográfico y los procesos de urbanización [...] vinculados [...] con el crecimiento de las desigualdades socioeconómicas [que resultan en] las crecientes probabilidades de exposición a la ocurrencia de desastres sobre grupos sociales caracterizados por una elevada vulnerabilidad" (García Acosta 2005).

En esta interpretación se concibe el riesgo como resultado de un proceso de estructuración social de las circunstancias que posibilitan el evento catastrófico; decisiones y actos que dan origen a mayor vulnerabilidad ante un suceso probable.

En el caso que nos atañe, que se liberen al ambiente organismos genéticamente modificados, la única posibilidad de que no ocurra un flujo génico entre transgénicos y domesticados o silvestres es que el transgénico no se siembre en ningún lugar, ni en pruebas piloto. Pero una vez sembrado, el rango de probabilidades se abre a una combinación posiblemente infinita de eventos. Las circunstancias en las que puede ocurrir un flujo génico son amplias y sus características no siempre son permanentes o trascendentes. Que el flujo se convierta en un desastre o no es consecuencia de la combinación de resultados en una cadena de eslabones con rango binario. Pero en el hecho de que esto se refleje en la percepción de la gente como un desastre, interviene la posición que haya construido la subjetividad colectiva. ¿Hasta qué punto la presencia de rasgos transgénicos en un espécimen silvestre es un desastre? Para algunos el simple hecho lo es, para otros, por el contrario, el evento amplía la biodiversidad del espécimen al adicionar genes a los ya existentes en la especie. La demostración de si es un desastre o no, potencialmente puede durar más de una generación de humanos. Por ello, el evento y la percepción del mismo se relaciona con "la posibilidad de presencia de amenazas y la exposición a ellas en espacios definidos y vinculada con determinadas dimensiones de vulnerabilidad" (García Acosta 2005).

La actual batalla conceptual y de definición de políticas públicas frente a la difusión de la biotecnología en la agricultura es producto de las diferentes ideas acerca de la función de la tecnología en general y sus efectos en la conformación de nuestras sociedades. Un cambio tecnológico conlleva situaciones de las que resultan actores sociales mejor y peor posicionados y con diferentes grados de adaptabilidad. De manera que "el riesgo es un producto de conflicto de intereses, bienes y accesos diferenciales, público y privado, público y público." (Herzer 2006).

Algunas experiencias relacionadas con la tecnología y el desarrollo económico mundial tienen que ver con el conflicto al que está sujeta la biotecnología, pues la actual inequidad en la distribución de un ingreso varias veces multiplicado por la productividad de la difusión tecnológica hace desconfiar a un segmento amplio de la población sobre los beneficios anunciados en caso de que se desarrollen ogm agrícolas; además de que todavía no se tiene claro qué tan necesarios son y los riesgos son tan inciertos como sus beneficios. La sociedad no está bien informada ni de unos ni de otros, lo cual provoca que el debate derive en prejuicios que dañan un proceso de adquisición de conocimiento sobre una nueva tecnología, sus aplicaciones y sus consecuencias.

En este contexto, pese a que la situación económica de nuestro país sugiera que la urgencia de mejoras económicas para la mayoría de la población rural marginada llevaría a permitir la adopción de procesos que incrementen la productividad —supuesto clave para la introducción de los ogm—, la reciente historia de acontecimientos negativos (desastres naturales, crisis políticas y económicas) provoca un clima de desconfianza a la autoridad y, en general, de aversión al riesgo, aspectos que dominan el actual debate.

que reside el futuro de los bancos de genes y de las instituciones públicas.

7.4 La bioseguridad

La bioseguridad, como concepto de trabajo, se define aquí como "la aplicación de herramientas para garantizar un uso responsable y seguro de la biotecnología", y en esto intervienen múltiples disciplinas, enfoques y conceptos que, por definición, trascienden el aspecto técnico y son relevantes desde la perspectiva social (véase el recuadro 7.5). Bioseguridad no significa detener o impedir el desarrollo de la biotecnología moderna; en todo caso, incentiva las investigaciones biotecnológicas que incorporan la bioseguridad, lo que le da mayor legitimidad al uso de esta tecnología en la sociedad. El concepto de bioseguridad debe incluirse en cada desarrollo biotecnológico desde su concepción, para que lo asuman quienes lo llevan a cabo, los que lo regulan y sus usuarios directos e indirectos, de forma que solo los proyectos "bioseguros" sean los que prevalezcan y sean aceptados por la sociedad en su conjunto. Esto está claramente relacionado con el análisis de riesgo, que se trata enseguida.

7.4.1 El análisis de riesgo

Las actividades derivadas del uso de OGM plantean la necesidad de realizar evaluaciones científicas de riesgo con un enfoque de "caso por caso", en las que se incluyan los tres tipos de riesgos identificados: para el medio ambiente, para la salud humana y para las actividades socioeconómicas, así como desarrollar la capacidad institucional para llevar a cabo dichas evaluaciones. El análisis de riesgo es una técnica aplicada en diferentes áreas con el propósito de prevenir y minimizar efectos adversos, y considera tres etapas que se retroalimentan entre sí: la evaluación, el manejo y la comunicación del riesgo.

La evaluación de los riesgos al ambiente, de acuerdo con el Convenio sobre la Diversidad Biológica, debe abarcar los tres aspectos en los que se manifiesta la biodiversidad, es decir, el genético, las poblaciones de especies y el ecosistémico. Además, estas evaluaciones, sustentadas en evidencia científica, deben considerar todos los componentes que participan en los OGM: los organismos donadores, el organismo receptor, el método de inserción, la composición completa de la construcción genética insertada, el sitio del genoma receptor donde se insertó el gen, la estabilidad de la construcción genética insertada (al igual que la expresión de la misma), las condiciones del ambiente donde se quieren liberar y las interacciones de los organismos con su entorno biótico y abiótico. Más aún, para que la evaluación de riesgos tenga un carácter informativo real, debe incluir una comparación con otras alternativas de uso de los organismos convencionales. La complejidad de este enfoque integral es necesaria.

Para el caso de México es de crucial importancia considerar los potenciales riesgos socioeconómicos que puedan surgir de la implementación de determinados paquetes biotecnológicos (véase el recuadro 7.5), así como la diversidad de los sistemas agrícolas y las distintas prácticas utilizadas en el país. En muchos casos, estos sistemas son sumamente contrastantes con las prácticas de extensos monocultivos de alto insumo que requieren semillas para cada temporada, aspectos que caracterizan hasta ahora al cultivo de OGM. Un componente importante en este contexto es el hecho de que el desarrollo y la comercialización de las semillas, incluidas las genéticamente modificadas, en la actualidad prácticamente todas se encuentran en manos de unas cuantas grandes compañías transnacionales.

Una tarea fundamental es fomentar la investigación biotecnológica nacional en instituciones que den respuestas a los problemas que enfrenta la agricultura mexicana. Lo anterior se debe hacer de manera responsable, con las herramientas que proporciona la bioseguridad y con enfoques propios que aprovechen de manera sustentable la biodiversidad como el recurso que es patrimonio con el que México cuenta. Pero eso no es todo; una vez que se cuente con los productos adecuados, diseñados para resolver problemas nacionales, el Estado debe establecer mecanismos que propicien su desarrollo y eventual comercialización.

Un problema muy grave para el país es la sequía y la poca disponibilidad de agua para riego, pero a la vez en México existen variedades de maíz seleccionadas tradicionalmente que toleran ciertos grados de sequía. Financiar investigaciones biotecnológicas que permitan identificar los genes propios del maíz con esta u otras características útiles posibilitaría el desarrollo de variedades locales adaptadas, y haría patente el valor intrínseco de la agrobiodiversidad y de su conocimiento. Este es un ejemplo de cómo al mejoramiento genético tradicional puede sumarse el uso de herramientas moleculares mediante la caracterización del germoplasma. El mejoramiento genético tradicional sumado a las herramientas moleculares traería un cambio del modelo de desarrollo tradicional emanado de las instituciones públicas, hacia mecanismos de

Recuadro 7.5 Bioseguridad y sociedad

Michelle Chauvet

La importancia de incluir las consideraciones sociales en los análisis de riesgo en bioseguridad los hace más completos y estos no se limitan solo a los aspectos ambientales.

Desde la perspectiva del científico los alcances de la ciencia y la tecnología son unos, sin embargo, al momento de aplicarlos socialmente pueden ser otros más limitados o diferentes, por lo que se deben evaluar en las condiciones reales. Las ciencias sociales tienen mucho que aportar en este terreno porque cumplen dos funciones sustanciales: en el enlace entre las necesidades e intereses de los actores sociales y los desarrollos tecnológicos, y para advertir de los riesgos potenciales que pudieran acarrear.

Entre los ámbitos de los estudios sociales de la ciencia y la tecnología relacionados con la regulación en bioseguridad es importante destacar las relaciones entre el Estado, el mercado y la sociedad.

En cuanto al Estado, si bien debe contribuir a la competitividad de los productores, esta no puede poner en riesgo los recursos naturales. Las políticas económicas, de ciencia y tecnología y de bioseguridad tienen que articularse a fin de alcanzar objetivos de beneficio social amplio. Al Estado le corresponde crear y fortalecer instituciones dedicadas a la bioseguridad.

Con respecto al mercado la tendencia cada vez mayor es hacia empresas socialmente responsables. Esta característica parte de la demanda de los consumidores que exigen productos no solo de calidad, sino que en su proceso no hayan deteriorado el ambiente o que provengan de condiciones laborales injustas. Otro requerimiento que se está imponiendo, sobre todo en el mercado alimentario, es el de trazabilidad, es decir, el rastreo del alimento desde su siembra hasta su distribución y la demanda del etiquetado para los productos genéticamente modificados responde a esa exigencia.

Por último, en el aspecto social se enfrentan, en lugar de asociarse, el conocimiento local y el conocimiento científico. La relación de las comunidades indígenas con los recursos naturales es muy especial dada su cosmovisión que le imprime valores intangibles a tales recursos, es decir, más allá de lo que son los reducidos análisis de costo-beneficio. Los valores culturales están íntimamente relacionados con el uso del territorio y por ello hay una coincidencia entre la diversidad biológica y la cultural, como se evidencia en esta obra.

Un tema social fundamental es la participación pública en la toma de decisiones, estrechamente vinculada con el respeto a las diversas formas culturales de uso y acceso a los recursos fitogenéticos. Las demandas sociales que tienen que ver con la bioseguridad de los organismos genéticamente modificados son nuevas en relación con otras más convencionales, como las salariales o de servicios, y es justamente este carácter de novedad lo que exige también nuevos canales de solución y negociación, distintos a los tradicionales: los partidos políticos y el Estado. En otras palabras, acerca de cómo instrumentar socialmente la participación pública en materia de bioseguridad se está en proceso de aprendizaje y se requiere una gran creatividad en este renglón. Es poca la participación ciudadana porque no existen las estructuras y el aprendizaje para realizarla, por lo que se debe hacer un esfuerzo para buscar maneras realistas de lograr la participación significativa de los ciudadanos (Fischer 2002). No basta con disponer de la tecnología, también cuenta la capacidad de procesamiento de esta (González 2004).

Una meta a seguir en relación con la participación social es, como sostiene Snow: "alfabetizar en ciencia y tecnología a ciudadanos que sean capaces de tomar decisiones informadas, por una parte, y promover el pensamiento crítico y la independencia intelectual en los expertos al servicio de la sociedad, por otra" (López-Cerezo 1998).

Recapitulando, en las consideraciones sociales de los análisis de riesgo en materia de bioseguridad la acción coordinada de los ámbitos estatal, mercantil y social puede llevar a resolver problemas, en lugar de crear nuevos; desafortunadamente, en las condiciones actuales privan más los intereses comerciales sobre los otros.

Una metodología que puede contribuir a incorporar los aspectos sociales en los análisis de riesgo de las aplicaciones de la biotecnología moderna es la evaluación del impacto social (SIA: social impact assessment), cuyo objetivo es asegurar que en el desarrollo se maximicen los beneficios y se minimicen los costos, sobre todo aquellos que afectan a la comunidad. Como premisas de la evaluación del impacto social se debe poner menos atención en el beneficio individual y maximizar el beneficio social; el desarrollo tecnológico debe ser aceptable para la comunidad, equitativo y sustentable y el mejoramiento del bienestar de la comunidad tiene que ser explícito (Vanclay 2003).

Otra iniciativa es el debate científico sobre las nuevas tecnologías y la búsqueda de procesos de negociación entre las organizaciones de la sociedad civil y los investigadores para encontrar las dimensiones sociales y políticas de los nuevos desarrollos tecnológicos, con el objetivo de *rediseñarlos*. Con esta perspectiva trabajan los editores del *Journal Tailoring Biotechnologies*.

Estos ejemplos son buenos puntos de partida para aplicar en las decisiones sobre el uso de las nuevas tecnologías.

producción, con tecnología de punta, dirigidos a resolver problemas como control de CO_2, eficiencia en el uso del agua, seguridad alimentaria, cambio climático y diversos problemas ambientales.

Existirán casos en los que no se necesite insertar genes de otras especies para contribuir a resolver problemas que enfrenta un creciente número de agricultores en México.

7.4.2 Relación entre los OGM y la biodiversidad

Entre los posibles riesgos potenciales ambientales asociados con la introducción de OGM al medio ambiente, y que es necesario evaluar en el análisis de riesgo, se encuentran los siguientes: generación de "supermalezas" o introducción de especies invasoras; posibilidad de flujo génico entre el OGM y el cultivo convencional; posibilidad de flujo génico entre el OGM y especies silvestres relacionadas; posibilidad del OGM de convertirse en una plaga, peste o patógeno; posibilidad de afectar organismos no blanco y organismos benéficos; posibilidad de desarrollo de nuevos virus; erosión genética y pérdida de diversidad; sustitución del nicho de la plaga objetivo por otra; evolución de la resistencia en plagas; cambios en las interacciones de la comunidad; modificación de los ciclos ecológicos; desplazamiento competitivo y efectos no esperados (Conner *et al.* 2003; Ellstrand 2003b; Rissler y Mellon 1996; Sharma y Ortiz 2000; Snow 2002; Stewart *et al.* 2003).

Algunos de estos riesgos no son exclusivos del uso de cultivos GM, y varios de ellos se relacionan con el flujo génico desde un cultivo genéticamente modificado hacia otros cultivos no modificados genéticamente o hacia parientes silvestres. Sin embargo, el riesgo de flujo génico no necesariamente constituye *per se* un efecto negativo, pero sí lo puede generar el efecto propio de la transferencia del transgén, por ejemplo, por ventajas en la adecuación derivadas del gen. Además puede haber consecuencias económicas o de percepción para algunos agricultores, particularmente en el caso de la agricultura orgánica, la cual tiene un mercado en crecimiento.

Los beneficios de los OGM se pueden catalogar, igual que las objeciones, como intrínsecos y extrínsecos, demostrables o debatibles. Con frecuencia se dice que la agrobiotecnología aumenta la productividad agrícola, disminuye el uso de plaguicidas y herbicidas y mejora la nutrición de la población. Sin embargo, esto debe fundamentarse casuísticamente, ya que estos beneficios dependen de una serie de variables que no siempre están presentes durante el desarrollo de una cosecha.

Actualmente el aumento de la productividad se presupone por la introducción de modificaciones genéticas que incrementan la resistencia de una especie ante una plaga o la convierten en tolerante a algunos herbicidas. Estas características pueden contrarrestar las altas pérdidas de cosechas por plagas o por la invasión de otras hierbas, alcanzando un rango de entre 20 y 40 por ciento (Solbrig 2004). Sin embargo, en ausencia de la plaga blanco u objetivo para el que se desarrolló el OGM, o junto con numerosas plagas (en el caso de México existe una gran diversidad de insectos que en ciertas circunstancias se les puede considerar plaga), o sin la presencia de insumos adicionales como fertilizante o riego, los incrementos en productividad esperados podrían no darse, por lo que no se justificaría el costo de adoptar esta tecnología.

Independientemente de que en las distintas posturas se reflejen algunas subjetividades, que no se puede decir que sean concluyentes, existen experiencias documentadas para alimentar tanto el optimismo como el escepticismo. Los principales argumentos para desarrollar cultivos GM son su mayor productividad, la posibilidad de hacer frente a la creciente necesidad de cosecha de alimentos y, el más reciente, producir materia prima para biocombustibles. Algunos estudios muestran que sí hay un aumento de la productividad, pero otros dicen que esta no se da después de la primera temporada. Ablin y Paz (2004) señalan que "el vertiginoso ritmo de incorporación de la soja genéticamente modificada a la agricultura argentina refleja las considerables ventajas de dichas semillas"; los datos disponibles indican hasta 29.5% de margen adicional (aunque, hay que tomar en cuenta que en Argentina no están patentados, por lo que no se paga regalía; esto aumenta el rendimiento económico, que es lo que miden estos estudios). También hay argumentos acerca de que la productividad no aumenta con los OGM. En un estudio exhaustivo y respaldado con cifras, Friends of the Earth (2007) aporta datos sobre el resultado contrario para los campesinos en el caso de la soya en Paraguay y Brasil, y del algodón en México, India, Colombia, Sudáfrica, Australia y Argentina. Con estos cultivos se ha hecho poco, si acaso, para ayudar a solucionar los grandes problemas que tienen los agricultores en la mayoría de los países. El informe va más allá: asevera que los cultivos GM a menudo se desempeñan peor que sus parientes convencionales, incrementando el uso de plaguicidas y sin aumentar los rendimientos. Señala como una causa de ello las condiciones de sequía imperantes en la mayoría de esos países y para lo cual los transgénicos desarrollados son menos aptos que las semillas convencionales (por

ejemplo, en Paraguay se esperaba un rendimiento de soya RR de 2 200 kg/ha y quedó en únicamente 800 kg/ha). Por la bondad del régimen climático, dan como excepción a Estados Unidos y Argentina en soya.[8]

En varios estudios de caso citados por Morales y Schaper (2004) se señalan los rendimientos comparativos de varios cultivos: Canadá, el rendimiento de la colza convencional fue mayor, tanto física como monetariamente, en cerca de 5%: en el caso de la soya en Estados Unidos, otro estudio aporta un caso en Illinois en el que la soya transgénica da 3.5% más de rendimiento físico entre otros siete casos estatales en los que la semilla convencional da entre 3 y 12 por ciento adicional.

Por otra parte, en el caso del algodón en Sudáfrica, según Kirsten *et al.* (2002), los granjeros locales no consideran el incremento en la cosecha como argumento principal para adoptar el cultivo GM, sino el gasto que evitan por el uso de plaguicidas, ahorro que se pierde por el costo de las semillas transgénicas.[9]

No habrá duda de los beneficios de la biotecnología cuando se conozca mejor en qué condiciones los cultivos pueden tener un rendimiento óptimo. Aunque también se debe reconocer que los riesgos existen, de eso tampoco hay duda. Por ello, la decisión de introducir OGM y, en su caso, el fortalecimiento de la bioseguridad, tiene gran importancia en la aplicación de la agrobiotecnología en un país megadiverso como México, en especial porque es centro de origen y diversificación de especies que son básicas en la alimentación no solo de nuestro país sino del mundo, lo que implica una gran responsabilidad (véase el cuadro 7.1).

En este contexto, la Ley de Bioseguridad de los Organismos Genéticamente Modificados (LBOGM), así como otros instrumentos internacionales relacionados constituyen un avance importante en el desarrollo de las diferentes actividades que llevan a cabo distintas instituciones, especialmente porque se delimitan en el ámbito nacional las competencias de las autoridades en el tema, y su objetivo es prevenir, evitar o reducir los posibles riesgos que las prácticas con OGM pudieran ocasionar a la salud humana, al ambiente y a la diversidad biológica o a la sanidad animal, vegetal y acuícola.

7.4.3 Regulación y política

En el ámbito internacional se ha reconocido, por un lado, que la biotecnología moderna tiene grandes posibilidades de contribuir al bienestar humano si se desarrolla y utiliza con medidas de seguridad adecuadas para el medio ambiente y la salud humana, y por el otro, la necesidad de salvaguardar, debido a su crucial importancia para la humanidad, los centros de origen y de diversidad genética. De hecho, el Protocolo de Cartagena sobre Seguridad de la Biotecnología es un tratado internacional vinculante que regula el movimiento transfronterizo de OGM, donde se sustenta un marco normativo internacional y se crea un entorno para aplicar la biotecnología de forma adecuada para el medio ambiente, considerando los riesgos a la salud humana.

El Protocolo de Cartagena pretende contribuir a obtener los máximos beneficios del potencial de la biotecnología y reducir los riesgos para el medio ambiente y para la salud humana[10] mediante la bioseguridad, la cual este instrumento internacional define como la aplicación de lineamientos, medidas y acciones de prevención, control, mitigación y remediación de impactos y repercusiones adversas a la salud y al ambiente asociados al uso y manejo de los OGM producto de la biotecnología moderna.

México participó intensamente antes y durante las negociaciones del Protocolo de Cartagena, que entró en vigor el 11 de septiembre de 2003, y ahora es uno de los estados parte de este tratado, junto con más de 146 países.[11] Contrario a la percepción generalizada en los sectores vinculados al libre comercio, que es común que opine que los acuerdos multilaterales ambientales obstaculizan el comercio, el Protocolo de Cartagena promueve la reducción de los potenciales obstáculos no arancelarios con la creación de unas reglas mínimas, claras y comunes entre los estados parte del protocolo. El objetivo es evitar que los movimientos transfronterizos de OGM estén sujetos a una lista diferente de requisitos para su importación en cada país involucrado en su comercio, con los cuales se busca garantizar la bioseguridad.

En el ámbito nacional, después de varias iniciativas, diversas versiones y muchos debates finalmente se aprobó la Ley de Bioseguridad de los OGM y se publicó en 2005. Sin embargo, su instrumentación ha sido muy difícil por diversas razones, entre las que destacan: los intereses contrastantes alrededor del tema, una ley fraccionada y en algunos casos incoherente debido a los diferentes actores que participan en el análisis y edición de las distintas versiones de trabajo de la LBOGM. Aunado a esto, la ley establece nuevas atribuciones para el caso particular del sector ambiental que resultan en procesos como resolución de permisos, monitoreo y vigilancia de los OGM en los que este sector no estaba involucrado antes, por lo que el cumplimiento de estas nuevas responsabilidades se ve limitado porque cuentan con un reducido número de per-

sonal capacitado y con recursos escasos. En otros sectores del gobierno, como salud y agricultura, con amplias competencias para implementar la LBOGM, también son todavía escasos el personal capacitado, la infraestructura y los recursos económicos asignados. Estos aspectos deberían revertirse a la brevedad para que los instrumentos legales con los que se cuenta sean efectivos y eficientes.

7.4.4 La participación pública y la bioseguridad

El uso de la agrobiotecnología ha enfrentado diversas objeciones que Solbrig (2004) cataloga como intrínsecas y extrínsecas. Según este autor, la validez de las primeras se puede refutar o demostrar con experimentos y observaciones. En cambio, las segundas son de índole ética o filosófica y se refieren al modo en que se interpreta la naturaleza y el alcance que pueda tener la agrobiotecnología. Es decir, las objeciones intrínsecas se refieren a las consecuencias de la inserción de genes de otras especies, virus o bacterias en una especie determinada y su efecto en la salud humana y los ecosistemas. Estos incluyen, por ejemplo, el hecho de que los OGM puedan convertirse en malezas más difíciles de combatir o que, por su adecuación incrementada, desplacen aceleradamente a otras variedades tradicionales de la misma especie, mermando con esto la variabilidad genética de la misma. Las objeciones extrínsecas están ligadas, por un lado, a los aspectos morales y éticos que surgen ante la asimilación de una tecnología que cambia definitivamente la forma que toma la vida en la Tierra y, por otro lado, determina la transformación de la cadena productiva agrícola y su relación con su entorno natural.

En el ámbito de percepción pública, la repercusión de los OGM es más compleja, ya que en gran medida no solo depende de la información con que se cuente y cómo se interprete, pues también se relaciona con creencias y tradiciones arraigadas, y por ello admitir la "modificación genética que rompe con las barreras naturales de la reproducción" no corresponde con los valores o principios que rigen la vida cotidiana en general.

Los estudiosos de la comunicación de riesgos han identificado distintos aspectos que influyen directamente en la percepción de los riesgos y, por tanto, en su aceptación o rechazo. Entre estos se encuentran los siguientes: si la exposición a determinado riesgo es voluntaria o impuesta; si tenemos control o no al asumir determinado riesgo; si es un riesgo natural o "artificial o producido"; si el riesgo nos es familiar o desconocido; el conocimiento que se tiene del riesgo en función de si está o no relacionado con incertidumbres; si la distribución del riesgo es amplia o afecta a grupos vulnerables; o si se trata de un riesgo inmediato y catastrófico o diferido y no catastrófico. El caso del uso de la tecnología del ácido desoxirribonucleico (ADN) recombinante y de los OGM se asocia con algunos aspectos que tienden a incrementar la percepción del riesgo. Se trata de una nueva tecnología que se considera ajena y artificial, que la gran mayoría de la población desconoce y no tiene control sobre su exposición, y además se relaciona con ciertos niveles de incertidumbre. Algunos de estos aspectos podrían manejarse sencillamente con mayor información, mientras que otros son más difíciles de controlar. Paradójicamente, actividades que se regulan de manera estricta se perciben como más riesgosas; pero una mayor regulación también incrementa la confianza en las instituciones, lo que a su vez puede influir en una percepción de menor riesgo.

Se debe buscar la participación pública en el proceso de toma de decisiones, como lo expresa el Protocolo de Cartagena en su artículo 23. Sin embargo, una consulta pública que busca ser participativa y efectiva debe partir de un impulso firme de concienciación, educación incluyente y acceso real a la información por parte de todos los sectores. Para México este es uno de los mayores retos por sus grandes contrastes, limitaciones y rezagos de una considerable proporción de sus habitantes, prevaleciente en gran medida en las comunidades indígenas y locales que mantienen con una agricultura de subsistencia una enorme diversidad de cultivos. En este sentido el ejercicio de la tolerancia y el respeto es primordial para mantener una sociedad armónica.

7.5 La bioseguridad en México

México ha sido pionero en la experimentación con OGM de uso agrícola. Las primeras solicitudes de liberaciones de OGM al ambiente con fines experimentales se presentaron en 1988, pero apenas en 1991 se liberó el primero: jitomate (*Lycopersicon esculentum*) resistente a insectos. Desde entonces y hasta 2006 se han sembrado OGM de 21 cultivos, todos en etapa experimental, con un total de 1 116 liberaciones caso por caso. Como se puede observar en la figura 7.1, las liberaciones se han llevado a cabo en distintas zonas del país; destacan el caso del algodón en el norte y de la soya en el sur.

En la figura 7.2 se puede observar que la superficie total sembrada de algodón (convencional + GM) en todo el país tuvo una disminución muy severa en el periodo

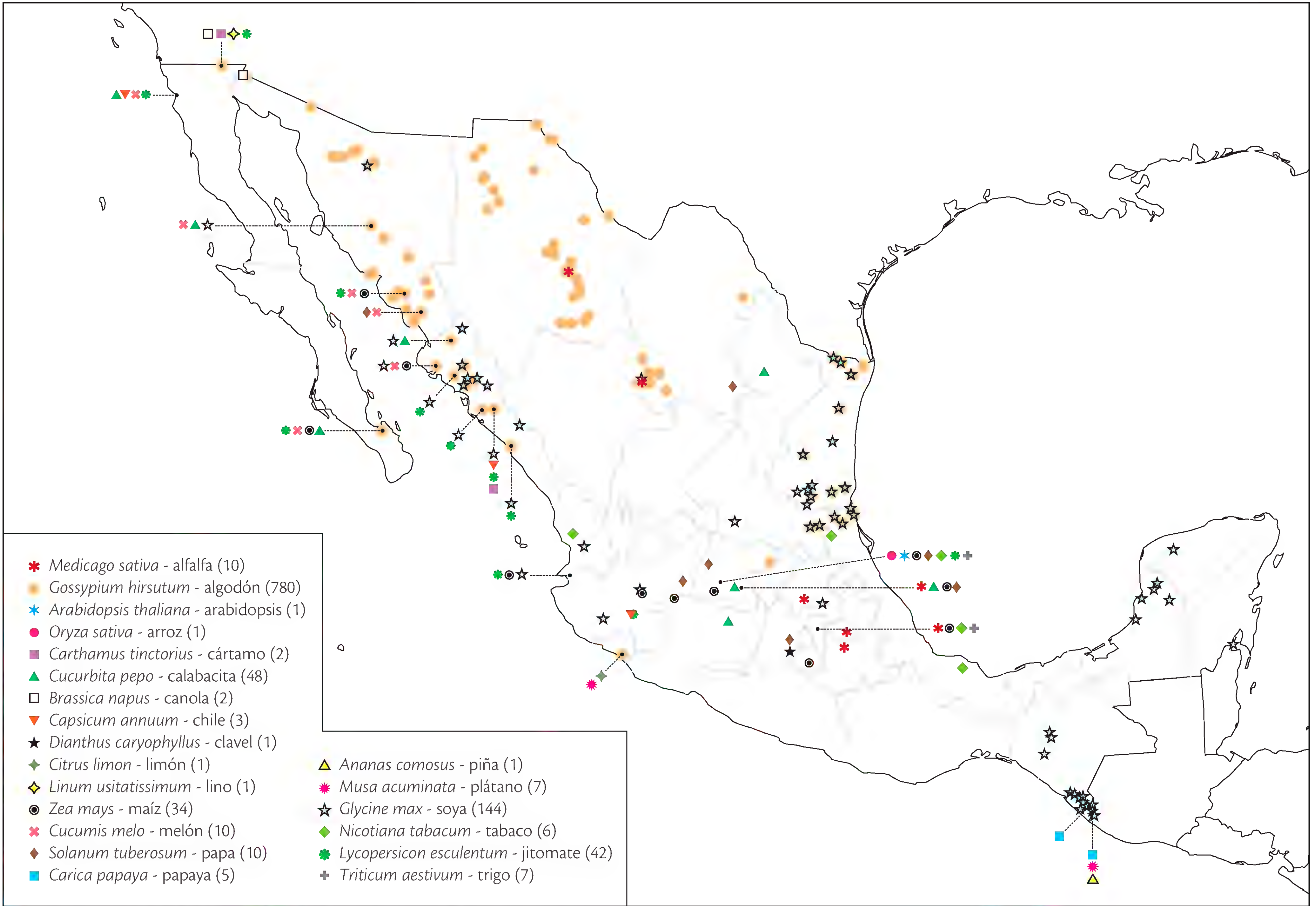


Figura 7.1 Liberaciones de OGM en México permitidas en el periodo 1991-2006. Fuentes: Senasica (2006); SIAP (2007).
Nota: entre paréntesis se indica el número de liberaciones por cultivo.

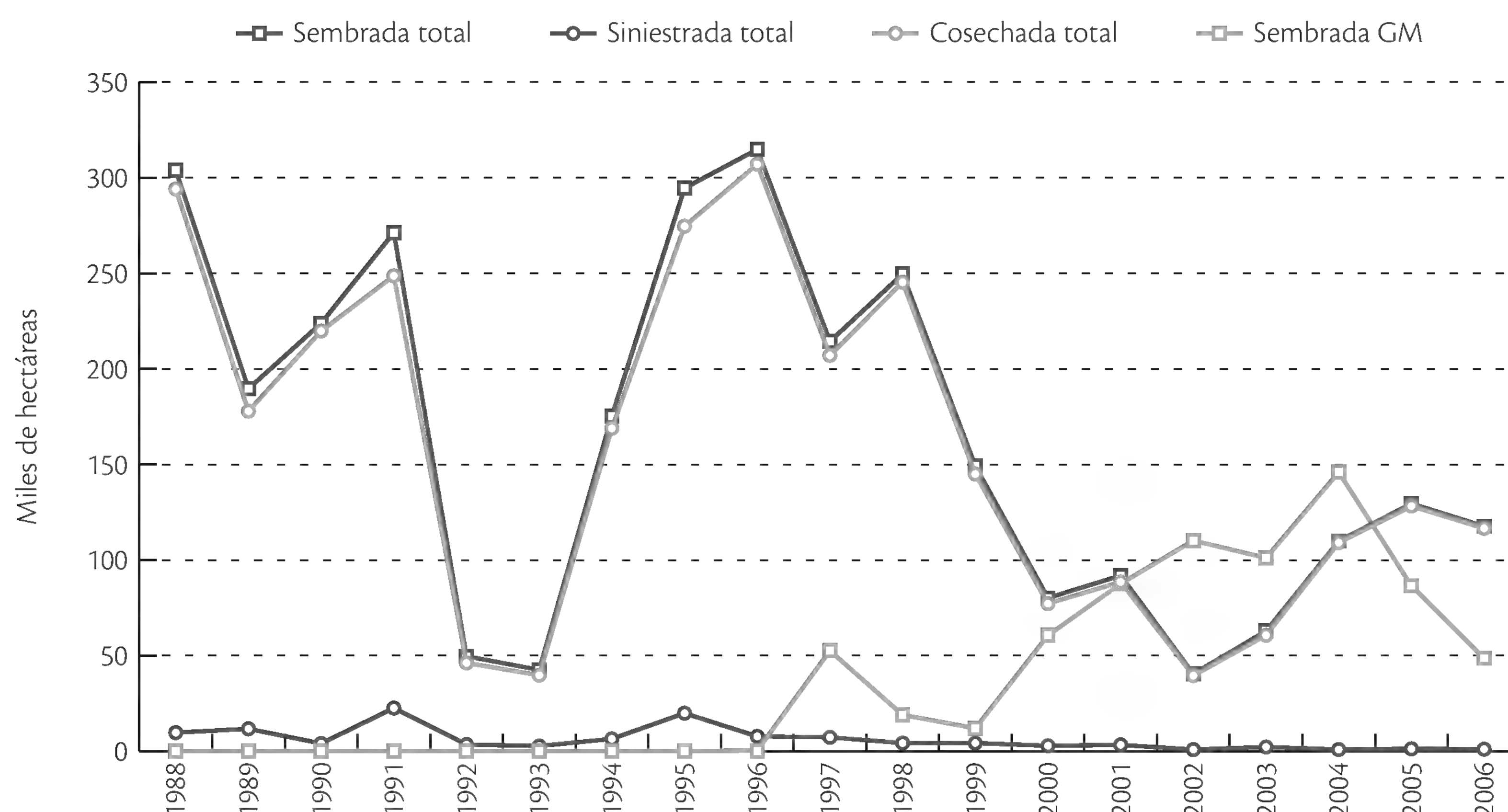


Figura 7.2 Superficie nacional sembrada de algodón. Fuentes: Senasica (2006); SIAP (2007).

1992-1993, debido principalmente a las emergencias fitosanitarias que se presentaron (Massieu *et al.* 2000; Traxler y Godoy-Ávila 2004). A partir del año 1995 comenzó la siembra experimental de algodón GM en varios sitios de la República, y alcanzó la máxima superficie permitida por la Sagarpa en 2004, siendo el algodón Bollgard (genéricamente denominado como Bt, que confiere resistencia a plagas de lepidópteros) una de las herramientas del programa integral de manejo de plagas algodoneras emprendido por la autoridad sanitaria (Massieu *et al.* 2000). Desde entonces la superficie sembrada de algodón GM ha aumentado hasta casi coincidir con los totales nacionales. No obstante estas tendencias, a la fecha los beneficios agrícolas concretos no se han analizado de manera integrada y sólida.

Desafortunadamente, y en parte porque las liberaciones al ambiente de estos cultivos se llevaron a cabo en un régimen legal relativamente limitado y enfocado sobre todo desde el sector agrícola, no se cuenta con información fundamentada acerca de los efectos del uso de estos cultivos biotecnológicos en el ambiente. Por tal motivo se requiere con urgencia integrar de manera consistente la información relevante sobre el uso de plaguicidas y herbicidas en estos cultivos GM, en comparación con los convencionales. Adicionalmente es necesario generar información de línea base y fomentar la investigación en materia de bioseguridad sobre los efectos de estos cultivos a organismos "no blanco", a la diversidad biológica y al medio ambiente, en comparación con otras opciones agrícolas como los cultivos convencionales y sus prácticas relacionadas.

En México se conformó en 1999 la Comisión Intersecretarial de Bioseguridad de Organismos Genéticamente Modificados (Cibiogem), la cual busca de manera incluyente generar políticas y coordinar acciones sobre el tema entre las dependencias del gobierno federal con competencia en la materia. La Cibiogem, como se establece en la Ley de Bioseguridad, incluye además un consejo consultivo científico y un consejo consultivo mixto, lo que debería garantizar una mayor participación pública y una toma de decisiones fundamentada científicamente. Además, México forma parte del Tratado de Libre Comercio con Canadá y Estados Unidos;[12] que lo mantiene en un puesto de referencia sobre el tema para muchos otros países, no sólo de América Latina sino del resto de mundo.

En materia de investigación en biotecnología nuestro país cuenta con un grupo de 762 reconocidos biotecnólogos repartidos en 109 institutos de investigación científica (Bolívar 2003), quienes desarrollan diversos proyectos de investigación. Para ser congruentes con las características de nuestro país, sería imperativo que al menos parte de dicha investigación se vincule a la realidad nacional y dé respuesta a las interrogantes sobre el comportamiento de los riesgos asociados al uso de estos organismos, con el objetivo primordial de despolarizar el debate alrededor de su uso.

En 1999 la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio) empezó a desarrollar lo que hoy es el Sistema de Información de Organismos Vivos Modificados (siovm)[13] (Soberón *et al.* 2002), cuya información es pública y de libre acceso en línea para apoyar los procesos de análisis de riesgo, toma de decisiones, gestión y comunicación del riesgo. Con el empleo del enfoque caso por caso, la utilización de la información contenida en el siovm, y siguiendo la metodología de análisis de riesgo[14] desarrollada en la Conabio, se han elaborado 1 696 recomendaciones caso por caso desde el año 2000 hasta marzo de 2008; de estas, en 50% de los casos se estimó que existían bajas probabilidades de flujo génico hacia los parientes silvestres. Véanse mapas de algodón y maíz en la figura 7.3a-d.

Con el objetivo de contribuir a que se tomen decisiones, con un enfoque ambiental y de conservación de la biodiversidad, la Conabio y el Instituto Nacional de Ecología (ine) han trabajando de forma conjunta para desarrollar protocolos de evaluación y análisis de riesgos, así como bases de datos con la información necesaria. En el ine, con el apoyo del Subcomité Especializado de Medio Ambiente (sema), se desarrolló el Protocolo de Análisis de Riesgo para la Liberación de Organismos Genéticamente Modificados en el Medio Ambiente (aromma),[15] instrumento que, considerando otras experiencias internacionales en análisis de riesgo, es adecuado a las necesidades de México como país megadiverso y centro de origen, y que además puede modificarse en función de los avances biotecnológicos. Este protocolo contiene varios módulos de análisis, manejo y comunicación del riesgo que incluyen: antecedentes de desarrollo y uso de ogm, biología molecular y el proceso de transformación genética utilizado, análisis de las características reproductivas y las características del posible ambiente de liberación, análisis de características fenotípicas novedosas en los ogm, análisis de medidas de mitigación, control y monitoreo de ogm, y medidas en casos de contingencia. Mediante este proceso se ponderan cualitativamente los riesgos identificados y se sustenta de manera científica la toma de decisiones respecto al uso de ogm en el campo mexicano.

Una de las necesidades prioritarias del gobierno en materia de bioseguridad, principalmente para los casos de los sectores ambiente, salud y agrícola, donde recaen las actividades reguladas de acuerdo con la propia lbogm, es contar con una estructura en recursos humanos altamente capacitados para atender todas las obligaciones legales adquiridas, no solo por la entrada en vigor de la ley, sino como país parte del Protocolo de Cartagena y depositario de valiosos recursos genéticos.

Entre 2002 y 2005 en nuestro país se desarrolló un proyecto de fortalecimiento de capacidades para implementar el Protocolo de Cartagena, otorgado a México por el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (Global Environment Facility, gef) con un presupuesto de más de un millón de dólares. Estos fondos se invirtieron en capacitación técnica de recursos humanos en todo el país, tanto para la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat) como para la de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (Sagarpa). Además, se equiparon dos laboratorios de detección e identificación de ogm. Uno de ellos es el primer laboratorio en México acreditado para detectar maíz gm y el otro se encuentra en etapas finales de certificación. También se mejoraron bases de datos con información de cultivos genéticamente modificados y sus parientes silvestres, entre otras actividades.

Desde mayo de 2006 se lleva a cabo un segundo proyecto, (con financiamiento de 10 millones de pesos con recursos del gobierno federal para año y medio) que busca consolidar algunos de los productos elaborados con el proyecto antes descrito. Entre otros objetivos, pretende dejar instalado un laboratorio donde se detecten ogm en alimentos para el sector salud, incluyendo las metodologías y protocolos para el análisis de las muestras.

Todavía son pocos los proyectos de investigación en el tema de bioseguridad en México, sin embargo, existen y están aportando datos interesantes. Cabe resaltar el trabajo pionero, en todo el mundo, del ine en investigación acerca de la liberación no intencional de maíz genéticamente modificado en México (Ortiz-García *et al.* 2005), sobre todo con recursos del gobierno federal. Las fuentes de financiamiento para este tipo de proyectos, aunque limitadas, son variadas e incluyen fondos internacionales y ocasionalmente fondos sectoriales nacionales (véase el cuadro 7.4). El gobierno ha invertido recursos públicos mediante fondos sectoriales para financiar investigación que apoye la toma de decisiones y el manejo de riesgos para ogm de uso agrícola. Estos recursos se han asignado particularmente para identificar y detectar maíz gm; los resultados de esa inversión aún están por verse y serán determinantes para saber si se siguió la ruta correcta o si se debe instrumentar otro mecanismo para generar este tipo de información.

En reiteradas ocasiones México ha expresado la importancia de establecer un trato diferencial claro para aquellas especies cuyos centros de origen o de diversidad

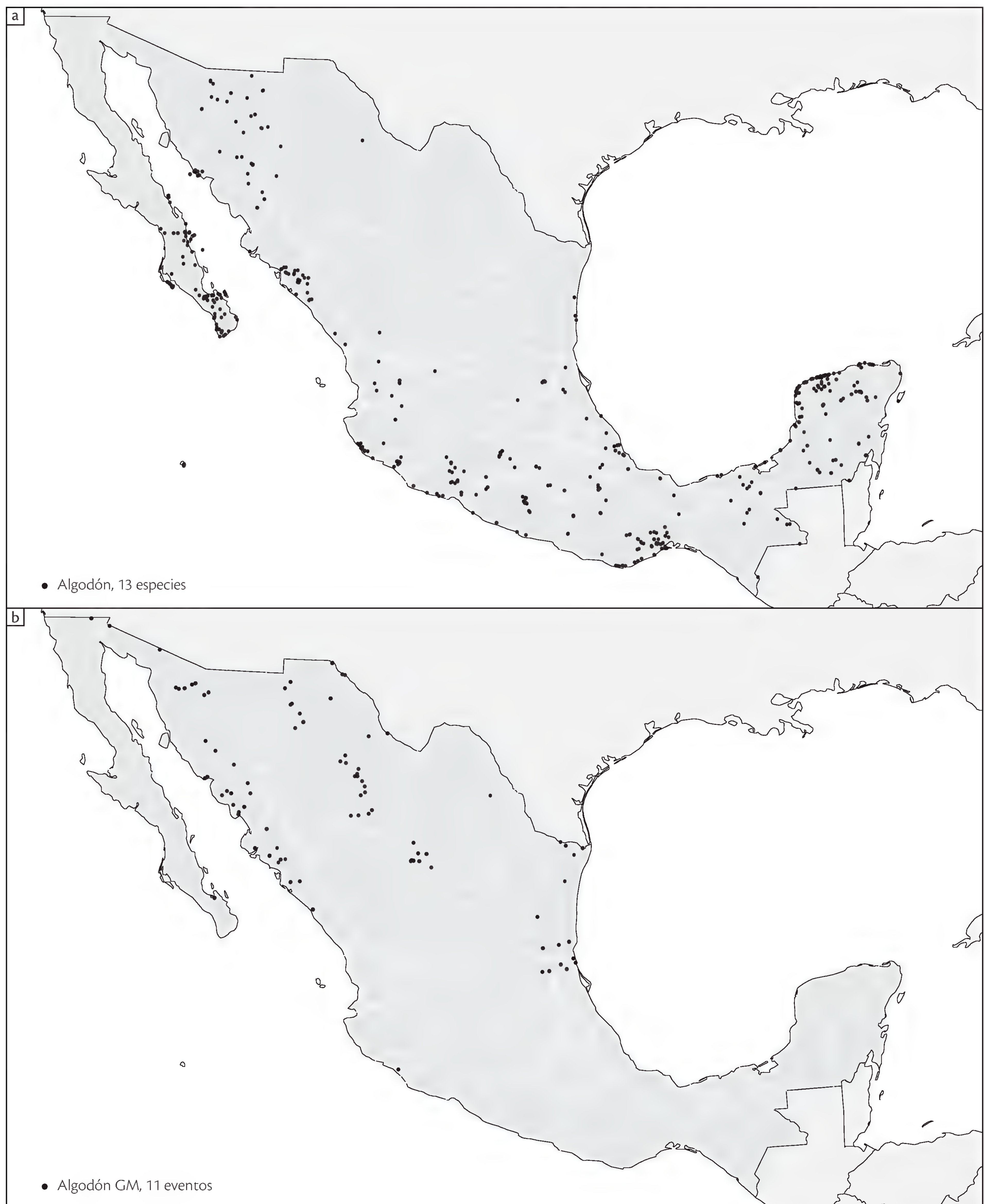


Figura 7.3 [*Esta página y la siguiente*] ***(a)*** Distribución de algodón y parientes silvestres en México; ***(b)*** liberación de algodón genéticamente modificado en México (hasta 2006); ***(c)*** distribución de maíz y parientes silvestres en México, y ***(d)*** liberación de maíz genéticamente modificado en México (de 1993 a 1998). Fuentes: Senasica (2006); SIAP (2007).

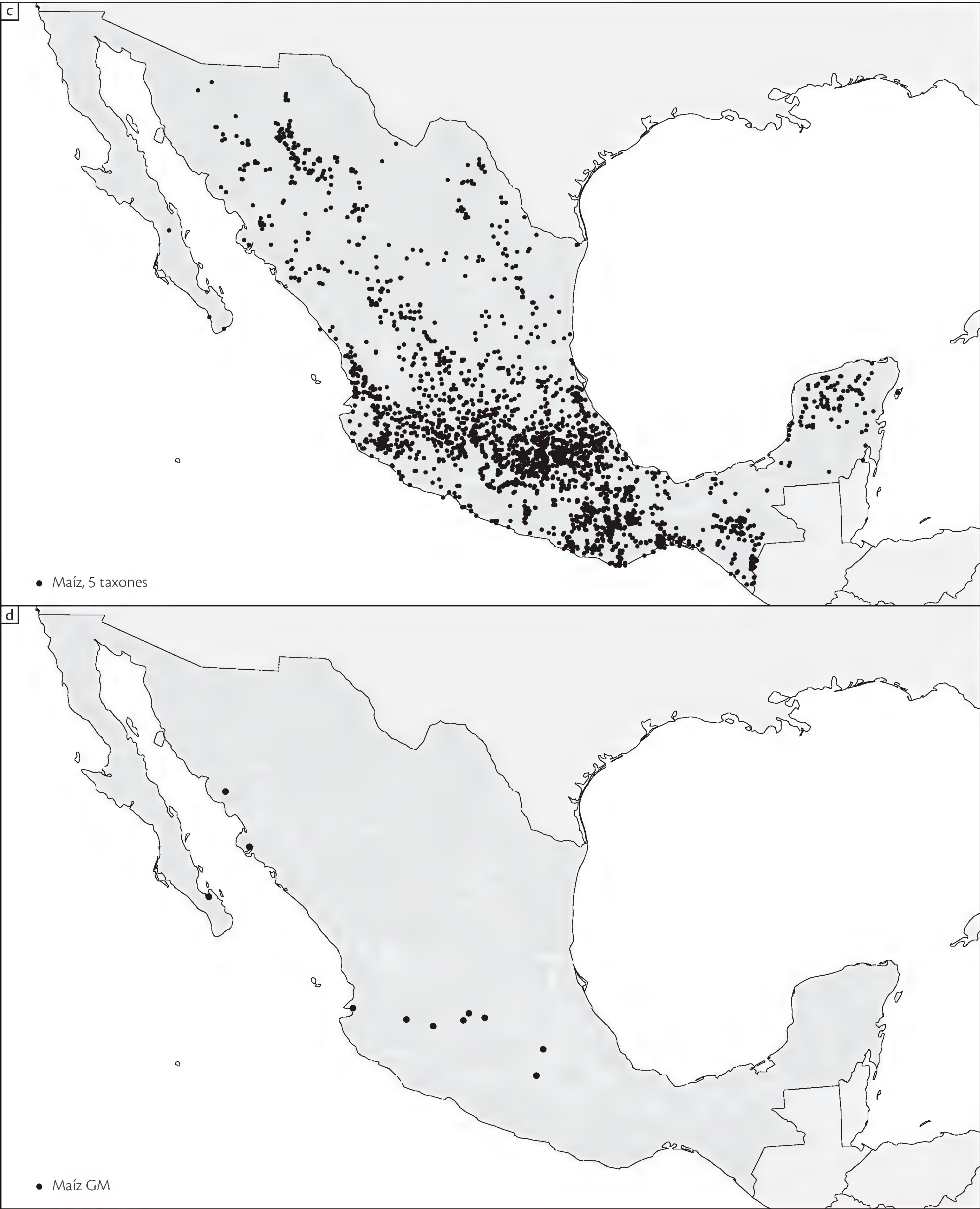


Figura 7.3 [*concluye*].

genética estén en nuestro país. Lo anterior se ha hecho patente tanto en las negociaciones internacionales[16] como en el marco regulatorio nacional. La propia LBOGM reconoce la importancia de priorizar zonas que tengan dicha condición de centros de origen y concentración de agrobiodiversidad.[17]

En principio, esto se aplica a todas las especies que pertenecen a esta categoría, pero en particular la LBOGM establece que el maíz tendrá un régimen de protección especial (artículo 2 fracción XI). Esto responde directamente a la aplicación del principio y enfoque precautorios y a reconocer el valor estratégico de este cultivo para México. Aunque todavía existen diversas interpretaciones acerca de lo que puede ser e incluir este régimen, cada vez se reconoce más que el maíz y su manejo, incluyendo el uso de maíz GM en México, representan un reto y una enorme responsabilidad para el propio gobierno. Como se mencionó, el maíz es una planta con peculiaridades importantes: es de polinización abierta, al tiempo que es la especie agrícola de mayor variedad genética conocida,

Cuadro 7.4 Algunos proyectos de investigación en bioseguridad

Proyecto	Institución	Financiamiento
Una propuesta multidisciplinaria para la evaluación de los potenciales riesgos y beneficios asociados con el uso de maíces criollos mejorados por medio de la biotecnología en comunidades rurales de México	Fundación Rockefeller[1]	US$ 424 900
Semarnat-2002-C01-0538 Impacto de la introducción de variedades transgénicas en la diversidad de maíces criollos y teocintes en México: estado actual, perspectivas y recomendaciones Investigadora responsable: Dra. Elena Álvarez-Buylla, Instituto de Ecología, UNAM	Fondos sectoriales Semarnat-Conacyt[2]	
Bioseguridad: implicaciones ecológicas y evolutivas en *Cucurbita.* Investigador responsable: Dr. Mauricio Quesada	Fondos sectoriales Semarnat-Conacyt	
Análisis comparativo de técnicas para la detección e identificación de transgenes. Investigadora responsable: Dra. Mari Carmen Quirasco	Fondos sectoriales Semarnat-Conacyt. Convocatoria 2004 (vigente 2005-2007)[3]	$ 1 162 000
Monitoreos realizados por el Instituto Nacional de Ecología (INE) de manera coordinada con la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) de 2002 a 2006	INE-CONABIO	
Evaluación de la presencia de transgenes en maíces criollos de Oaxaca y Puebla (duración: 21/09/2001-31/03/2003). Investigadora responsable: Dra. Elena Álvarez-Buylla	CONABIO[4]	$ 333 000
Semarnat-2002-C01-0544 Recursos genéticos de México: manejo in situ y bioseguridad. Investigador responsable: Dr. Alejandro Casas Fernández, Instituto de Ecología, UNAM	Fondos sectoriales Semarnat-Conacyt[2]	
Semarnat-2002-C01-0730 Comunicación ambiental y biodiversidad. Investigadora responsable: Dra. Ana Rosa Barahona Echeverría, Facultad de Ciencias, UNAM	Fondos sectoriales Semarnat-Conacyt[2]	
Semarnat-2002-C01-0304 Recombinación del genoma de virus de RNA en *Carica papaya:* una medida de análisis de riesgo para la introducción de papaya en un centro de diversidad. Investigadora responsable: Dra. Silvia Rosales, Cinvestav, Unidad Irapuato	Fondos sectoriales Semarnat-Conacyt[2]	
DGAPA IN505694. Propiedad intelectual y bioseguridad: dos aspectos críticos para el desarrollo y difusión de la biotecnología. Investigadora responsable: Dra. Amanda Gálvez Mariscal. Informe final presentado, julio de 1997	UNAM	
DGAPA-PAPIIT Clave IN218101 Desarrollo e implementación de métodos para el análisis molecular de transgenes y proteínas heterólogas en alimentos derivados de maíz. Investigadores responsables: Dr. Javier Plasencia de la Parra y Dra. Maricarmen Quirasco Baruch	UNAM	$ 243 232 para el primer año
Identificación de secuencias transgénicas en granos y productos de maíz en México	Fondos PNUD-Cofepris[5]	$ 900 000

[1] <*http://www.ira.cinvestav.mx/?id=23*>.
[2] <*http://www.conacyt.mx/Fondos/Sectoriales/SEMARNAT/2002-01/SEMARNAT_Resultados_2002-01.html*>.
[3] <*http://www.conacyt.mx/Fondos/Sectoriales/SEMARNAT/2004-01/SEMARNAT_Resultados_2004-01.html*>.
[4] <*http://www.conabio.gob.mx/institucion/proyectos/resultados/InfV027.pdf*>.
[5] <*http://www.undp.org.mx/Doctos/Licitaciones/SDC-77-%202006.pdf*>.

lo cual permite que se cultive en un amplio rango de ambientes lo que también se relaciona con prácticas de intercambio, selección y almacenamiento de semillas muy extendidas en el territorio. Su valor estratégico lo ilustra el hecho de que es uno de los principales granos de la alimentación mundial,[18] que en el caso de México se traduce en un consumo promedio de 350 gramos diarios per cápita en 600 presentaciones diferentes (Bourges 2002).

Aunque existen casos en la literatura acerca de la liberación de OGM en áreas que son centro de origen o centro de diversidad genética de la especie en cuestión, como es el caso del arroz en China (Zi 2005), y del algodón y la papa en México, algunos autores proponen metodologías bioseguras para liberar, y de esta manera avanzar en el conocimiento, como sucedió con la papa en Perú (Celis *et al.* 2004). También hay quienes han aplicado el principio o enfoque precautorio desde una perspectiva más extrema. Es el caso de sorgo genéticamente modificado en Sudáfrica,[19] de arroz basmati en India (G.K. Garg, com. pers. 2006) y de maíz en México desde 1998, cuando la Sagarpa estableció una moratoria de facto para el cultivo de maíz genéticamente modificado empezando por la experimentación, aunque esta se llevó a cabo entre los años 1995 y 1998.

Junto con la toma de decisiones desde la perspectiva del enfoque precautorio en los centros de origen, en algunos países se ha decidido, si bien no explícitamente, no cultivar organismos transgénicos por otras razones, sobre todo económicas asociadas a la percepción pública de algunos grupos de consumidores. Este es el caso para el trigo y la papa en Estados Unidos. México debiera tomar en cuenta los aspectos socioeconómicos en su análisis y toma de decisiones respecto a cultivos estratégicos como el maíz y el frijol, entre otros. Igualmente importante es que México se apoye en la gente calificada con la que ya cuenta para que, con la "retrospectiva" de lo que ha ocurrido en otros países, haga un análisis prospectivo acerca de los escenarios posibles. Debemos aprender de las experiencias externas, como en el caso de Canadá con el cultivo de canola. En este país la cadena productiva de canola (desde la semilla fundadora) se mezcló con canola transgénica, que llegó a la cadena productiva de mostaza (aun cuando no existe mostaza genéticamente modificada) limitando significativamente el comercio de este producto con Europa (A. Gálvez, com. pers. 2006).

Aun con los logros alcanzados en los últimos años, el lento desarrollo de las actividades en bioseguridad en México contrasta con la rapidez con la que está creciendo la superficie de tierra ocupada por cultivos transgénicos, como la soya y el algodón. Para ilustrar este contraste, consideremos el número creciente de solicitudes de liberación en México que corresponde a una superficie total solicitada, desde 1988 hasta agosto de 2006, de 863 865 hectáreas.[20]

Aunque el análisis de riesgo se considera un aspecto crucial para la toma de decisiones respecto al uso, consumo y liberación al ambiente de OGM, existen otras cuestiones que deberían tener un peso específico en función de las necesidades y características de nuestro país, mediante una política pública en materia de bioseguridad. De entrada, esta política debe ser congruente con los acuerdos y tratados internacionales de los que México es parte. Además, como un principio fundamental se requiere que las políticas de desarrollo biotecnológico o de importación de biotecnología se articulen con las necesidades productivas, de salud pública y ambientales de nuestro país.

Aunque el tema de la bioseguridad relacionado con la biotecnología moderna es reciente, queda claro, después de diversas experiencias, que la bioseguridad es un tema complejo, necesario y aún por desarrollar. Esto en parte se debe a lo nuevo y polémico del tema, pero también a las grandes inversiones en recursos monetarios y humanos destinados a su desarrollo e investigación, así como las potenciales ganancias derivadas de intereses creados muy fuertes. Además, en general son los países menos desarrollados los que tienen la mayor carga en cuanto a desarrollo de biotecnología y de bioseguridad.

El mercado de los productos de la biotecnología moderna en semillas está muy concentrado. Se estima que en todo el mundo tiene un volumen de ingresos de 21 000 millones de dólares anuales,[21] equivalente a 11.73% de los ingresos programados por el gobierno de México[22] en 2006, de los cuales, solo 10 empresas concentran 50%. Sin embargo, la red corporativa de estas empresas implica que su tamaño y poder es aún mayor. Por ejemplo, desde 1998 la principal empresa productora de semillas transgénicas, Monsanto, tiene una alianza estratégica con Cargill, Inc. (compañía líder en procesamiento y distribución de granos) por medio de la empresa Renessen LLC.[23] Así, los insumos de la actividad agrícola los manejan los compradores de dicha actividad, es decir, los agricultores tienen en el proveedor y el cliente a la misma persona. Es una forma de operación y encadenamiento productivo que cambia totalmente el papel del agricultor en el mercado. Los intereses de estas corporaciones, de los consumidores y de los agricultores tradicionales y orgánicos procuran reflejarse en el marco jurídico de la bioseguridad.

7.6 Los grandes retos de la bioseguridad

7.6.1 Nuevas aplicaciones

El cambio de usos de los cultivos es preocupante. Si bien es cierto que es interesante para la especie humana que los cultivos tradicionales tengan el potencial de generar nuevos insumos para otras actividades (más allá de la alimentación), esto se hace, aunque en diversos grados, dentro de los cauces de los mercados tradicionales de alimentos, sin diferenciación alguna y, por ende, con riesgos para la salud. Adicionalmente, estos usos alternativos van a competir por la superficie cultivable, de por sí ya escasa, destinada a la alimentación de la humanidad. Las prioridades que se fijan en la selección de la alternativa a seguir están muy sesgadas por el monto de las ganancias esperadas y no por las necesidades reales y urgentes de alimentación humana.

La política comercial de las empresas y sus esfuerzos por impulsar la siembra de OGM en su centro de origen y diversificación no se comprende para un grupo de empresas que dominan el mercado. Tal vez con esa idea se hizo un acercamiento con la Confederación Nacional Campesina (CNC), con la que Monsanto, la principal empresa productora de semillas en el mundo, ha hecho un convenio cuyo alcance aún no se hace público, pero que bien pudiese servir para construir el puente de colaboración que se necesita en esta materia (Confederación Nacional Campesina 2007).

Independientemente de las distintas aplicaciones, un gran reto para México es el monitoreo y la vigilancia de los OGM en el ambiente. Por la envergadura de la tarea, se deberá recurrir a varios grupos aliados. Por un lado, un monitoreo inclusivo y extenso debe considerar la participación local de grupos interesados e informados. Por otro, se debe instrumentar una red de laboratorios que fortalezca a los que ya está operando el gobierno. Esto último tampoco es tarea sencilla, ya que muchos laboratorios en instituciones públicas que cuentan con la capacidad y la infraestructura para apoyar las tareas de detección, identificación y cuantificación de OGM deben someterse a rigurosos protocolos de acreditación que respalden sus resultados, esfuerzo que quizá sobrepase sus propios objetivos de investigación y limite rangos de acción. No es lo mismo hacer y desarrollar OGM que crear técnicas para su identificación que cumplan con altos controles de calidad y de la que se desprendan decisiones con significativas implicaciones legales y comerciales.

7.6.2 Instrumentación de la LBOGM

Uno de los desafíos a los que hay que hacer frente es cumplir con lo que la LBOGM dicta en sus artículos 86, 87 y 88 (véase la nota 17). En estos artículos se establece que la Sagarpa y la Semarnat, mediante acuerdos y de manera conjunta, deben determinar tanto las especies que tienen su centro de origen y de diversidad genética en México, como las áreas donde estas se encuentran, con el fin de que en estas zonas no se lleven a cabo liberaciones al ambiente de los OGM de esa especie.

Esta tarea no es sencilla. Por ejemplo, para el caso del maíz, definir las áreas de diversidad genética donde se encuentran actualmente variedades, razas y parientes silvestres requiere información de la línea base sobre la distribución tanto de poblaciones silvestres de las distintas especies de teocinte, como de registros actualizados de las numerosas variedades y razas de maíz que se consideran un reservorio genético. No contar con esta información actualizada ni integrada adecuadamente muestra el olvido en el que se tiene al campo mexicano, y cómo decisiones acerca de la productividad nacional de maíz se han guiado más por los precios en el mercado de este producto, influidos por subsidios de la agricultura estadounidense, que por una visión de soberanía y de autosuficiencia para el cultivo con más consumo en México.

También hay una serie de preguntas que deben contestarse cuidadosamente para que el establecimiento de estas áreas cumpla con el objetivo de la ley. Entre las cuestiones prioritarias por resolver está determinar los criterios para integrar la información existente y cómo atender y tomar en cuenta los acuerdos que surjan, la naturaleza dinámica temporal y espacial de las plantas cultivadas, en particular del maíz, así como el desempeño de vigilancia y monitoreo de las autoridades competentes. Se debe considerar lo que ocurrió en Oaxaca y Puebla (Ortiz-García *et al.* 2005; Quist y Chapela 2001), que puede estar sucediendo en Tamaulipas, Michoacán, Chihuahua,[24] Sinaloa (Castro *et al.* 2006), el Distrito Federal (Serratos-Hernández *et al.* 2007) y en otros estados de la República. A pesar de que se cuenta con el más refinado análisis de riesgo, la posibilidad de que se siembre maíz transgénico fuera de las zonas permitidas es grande, por lo que deberá desarrollarse una capacidad de respuesta rápida y efectiva. Abordar esto de manera adecuada es un reto enorme (véanse ejemplos representativos de estos desafíos en <*http://www.ine.gob.mx/download/mex_origen_maiz_vf.pdf*> y en <*http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/bioseguridad/doctos/Doc_CdeOCdeDG.pdf*>).

7.6.3 Fortalecimiento de capacidades

La cuestión fundamental para alcanzar una bioseguridad efectiva en nuestro país reside en dos aspectos de extrema importancia. Por un lado está la necesidad de crear las capacidades necesarias para establecer una normatividad con instrumentos eficientes, que se enfrente a las restricciones presupuestarias de un gobierno con obligaciones históricas acumuladas y con una coordinación insuficiente, y por otro, los intereses contrarios dentro del propio gobierno encargado de regular la actividad. Las atribuciones y responsabilidades de las diferentes secretarías de Estado aún son dispares y, en este tema en particular, contrapuestas. Por ello no se ha podido alcanzar una política de Estado coherente y reflexionada, lo cual es una necesidad imperante. Esta situación no es un caso exclusivo de México. El uso de la agrobiotecnología, como se ha visto a lo largo de este documento, es tema de controversia en todo el mundo.

A esta controversia ha contribuido la contrastante realidad. Por un lado, la inversión en investigación y desarrollo tecnológico o la compra de patentes son actos económicos que requieren de recursos financieros y relaciones institucionales muy sólidas, por lo que se concentran en las grandes empresas multinacionales. La biotecnología no es la excepción. Si bien buena parte de la investigación se realiza con recursos públicos, las multinacionales han tenido acceso a este desarrollo y han dado los pasos necesarios para su comercialización.

El desarrollo de la biotecnología está impulsado y acelerado por las necesidades del mercado. Aun cuando se trata de la tecnología con mayor escrutinio de la historia, las enormes inversiones de las empresas transnacionales, en investigación y desarrollo tecnológico, más las inversiones en la compra de patentes, no pueden acumularse indefinidamente sin dar los rendimientos esperados por las empresas, lo que las lleva a tomar decisiones que, a la luz del principio precautorio, son precipitadas. En un sector tan dinámico y con tantas fusiones y adquisiciones, la competencia es un asunto de sobrevivencia para la empresa y sus ejecutivos. La consecuencia de ello es que los protocolos de seguridad más confiables para esta tecnología no siempre se aplican, y se impulsa un enfoque optimista frente a los riesgos y el principio precautorio se considera excesivo. Las empresas involucradas cotizan en las principales bolsas de valores del mundo y requieren responder a sus accionistas con elevados rendimientos, lo que lleva a una dinámica que, en el caso de una tecnología con riesgos, puede ser peligrosa.

Por otro lado, existe el riesgo de que la aplicación de la biotecnología en la agricultura, con su potencial impacto en la salud humana y ambiental, podría afectar el tejido social rural y su entorno de sustento. El uso seguro de la biotecnología asociada a la producción de cultivos transgénicos está en una encrucijada en la que convergen la agricultura, el medio ambiente y el comercio, y es importante que se consideren las características y necesidades propias de nuestro país, para tomar decisiones informadas, incluyentes y en concordancia con un desarrollo sustentable. Una política inteligente sería desarrollar las potencialidades que tiene México en esta materia, ya que se cuenta con cuadros de investigadores de primer orden y con una riqueza enorme de recursos genéticos, de manera que se contribuya a resolver los problemas nacionales y que se garantice su uso responsable.

Agradecimientos

Agradecemos el apoyo brindado por la Coordinación de Análisis de Riesgo y Bioseguridad de la Conabio, tanto en información como en análisis, a cargo de los biólogos Oswaldo Oliveros y Claudia Sánchez, y de la candidata a maestra en ciencias Alejandra Barrios.

Notas

1 Visítese *<http://www.sciencemag.org/cgi/content/abstract/300/5620/758>* y *<http://www.williams.edu/Economics/wp/Gollin The Green Revolution.pdf>*.

2 El artículo 3 del Protocolo de Cartagena, dice que “por *biotecnología moderna* se entiende la aplicación de: *a*] técnicas *in vitro* de ácido nucleico, incluidos el ácido desoxirribonucleico (ADN) recombinante y la inyección directa de ácido nucleico en células u orgánulos, o *b*] la fusión de células más allá de la familia taxonómica, que superan las barreras fisiológicas naturales de la reproducción o de la recombinación y que no son técnicas utilizadas en la reproducción y selección tradicional”.

3 El Convenio sobre la Diversidad Biológica incluye en su agenda un programa de trabajo temático de agrodiversidad. El Tratado Internacional de Recursos Fitogenéticos para la Alimentación y la Agricultura reconoce que cualquier recurso fitogenético tiene un valor: “se entiende cualquier material genético de origen vegetal de valor real o potencial para la alimentación y la agricultura” como “recursos fitogenéticos para la alimentación y la agricultura”. También se encuentra el concepto en proyectos de legislación nacional,

como en la Minuta de la Ley Federal de Acceso y Aprovechamiento de los Recursos Genéticos, dictaminada el 27 de abril de 2005.

4 Visítese *<http://www.cimmyt.org/english/wps/obtain_seed/pgrc.htm>*.

5 El artículo 15 de la Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo dice: "Con el fin de proteger el medio ambiente, los Estados deberán aplicar ampliamente el criterio de precaución conforme a sus capacidades. Cuando haya peligro de daño grave o irreversible, la falta de certeza científica absoluta no deberá utilizarse como razón para postergar la adopción de medidas eficaces en función de los costos para impedir la degradación del medio ambiente".

6 Visítese *<http://www.cbd.int/biosafety/>*.

7 Esta ley se puede consultar en *<http://www.cddhcu.gob.mx/LeyesBiblio/doc/Ley_BOGM.doc>* o en *<http://www.conacyt.mx/CIBIOGEM/Ley_BOGM.pdf>*.

8 Friends of Earth International. 2007. *Who benefits from GM crops? An analysis of the global performance of GM crops (1996-2006)*, FOEI, Amsterdam. *<http://www.foei.org/en/publications/pdfs/gmcrops2007full.pdf>*.

9 *<http://croplife.intraspin.com/BioTech/paper.asp?id=12>*.

10 Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2000.

11 *<http://www.cbd.int/biosafety/signinglist.shtml?sts=rtf&ord=dt>*, consultado el 23 de mayo de 2008.

12 Países no Parte, Canadá firmó pero no ha ratificado y Estados Unidos es no signatario del Protocolo de Cartagena.

13 Visítese *<www.conabio.gob.mx/conocimiento/bioseguridad/doctos/consulta_SIOVM.html>*.

14 Visítese *<www.conabio.gob.mx/conocimiento/bioseguridad/doctos/manual_analisis.html>* para una descripción de la metodología empleada. Esta se concentra en el tema del flujo de genes hacia parientes silvestres y cultivados, otros aspectos de la evaluación desde la perspectiva ecológica y de medio ambiente se consideran en los comités correspondientes de acuerdo con la LBOGM.

15 Visítese *<http://www.ine.gob.mx/aromma/>*.

16 El concepto de centros de origen y centros de diversidad genética se encuentra en el preámbulo del protocolo de Cartagena donde se reconoce "la crucial importancia que tienen para la humanidad los centros de origen y los centros de diversidad genética". El concepto también se utiliza en los anexos I, II y III del mismo Protocolo. En este documento no hay una definición de los mismos, pero su importancia estratégica para la humanidad queda claramente asentada en el preámbulo y es por tanto una afirmación política consensuada por las partes.

17 Artículo 2. Para cumplir su objeto, este ordenamiento tiene como finalidades: Fracción XI. Determinar las bases para el establecimiento caso por caso de áreas geográficas libres de OGM en las que se prohíba y aquellas en las que se restrinja la realización de actividades con determinados organismos genéticamente modificados, así como de cultivos de los cuales México sea centro de origen, en especial del maíz, que mantendrá un régimen de protección especial.

Artículo 86. Las especies de las que los Estados Unidos Mexicanos sea centro de origen y de diversidad genética así como las áreas geográficas en las que se localicen, serán determinadas conjuntamente mediante acuerdos por la Semarnat y la Sagarpa, con base en la información con la que cuenten en sus archivos o en sus bases de datos, incluyendo la que proporcione, entre otros, el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, el Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, el Instituto Nacional de Ecología, la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y la Comisión Nacional Forestal, así como los acuerdos y tratados internacionales relativos a estas materias. La Semarnat y la Sagarpa establecerán en los acuerdos que expidan, las medidas necesarias para la protección de dichas especies y áreas geográficas.

Artículo 87. Para la determinación de los centros de origen y de diversidad genética se tomarán en cuenta los siguientes criterios:

I. Que se consideren centros de diversidad genética, entendiendo por estos las regiones que actualmente albergan poblaciones de los parientes silvestres del OGM de que se trate, incluyendo diferentes razas o variedades del mismo, las cuales constituyen una reserva genética del material, y

II. En el caso de cultivos, las regiones geográficas en donde el organismo de que se trate fue domesticado, siempre y cuando estas regiones sean centros de diversidad genética.

Artículo 88. En los centros de origen y de diversidad genética de especies animales y vegetales solo se permitirá la realización de liberaciones de OGM cuando se trate de OGM distintos a las especies nativas, siempre que su liberación no cause una afectación negativa a la salud humana o a la diversidad biológica.

18 Visítese *<http://faostat.fao.org/site/291/default.aspx>*.

19 GM sorghum stalled in SA. News in Brief. *Nature Biotechnology* **24**: 1048-1049, 2006.

20 Visítese la página *<http://web2.senasica.sagarpa.gob.mx/xportal/inocd/trser/Doc2060/ensayos_OGM_1988_2005.pdf>* (consultada en junio de 2007) y *<http://senasicaw.senasica.sagarpa.gob.mx/portal/html/sanidad_vegetal/referencia_fitosanitaria/Relacion_OGMs_resueltas_positivamente_por_SENASICA.pdf>* (consultada en junio de 2007).

21 ETC Group, Communiqué 90, 2005.

22 De acuerdo con la Ley de Ingresos de la Federación: 179 000 millones de dólares.

23 Monsanto, Annual report, 2005.

24 Casos de contaminación de cultivos de maíz transgénico en México, Greenpeace 2007. Visitar *<www.greenpeace.org/raw/content/mexico/press/reports/contaminaci-n-por-ogms-en-mexi.pdf>*.

Referencias

Ablin, E.R., y S. Paz. 2004. Política comercial y organismos genéticamente modificados: el mercado mundial de la soja y el caso Argentina, en A. Bárcena, J. Katz, C. Morales y M. Schaper (eds.), *Los transgénicos en América Latina y el Caribe: un debate abierto*. Comisión Económica para América Latina y el Caribe, Naciones Unidas, Santiago de Chile, pp. 123-151.

Barta, A., K. Sommergruber, D. Thompson, K. Hartmuth, M.A. Matzke *et al.* 1986. The expression of a nopaline synthase-human growth hormone chimaeric gene in transformed tobacco and sunflower callus tissue. *Plant Molecular Biology* **6**: 347-357.

Becerra, R. 2000. El amaranto: nuevas tecnologías para un antiguo cultivo. *Biodiversitas* **30**: 1-6.

Beck, U. 1992. *Risk society: Towards a new modernity.* Sage, New Delhi (traducido del alemán: Risikogesellschaft. Auf dem Weg in eine andere Moderne, publicado en 1986, Sage Publications, Londres.

Beck, U. 2004. *Poder y contrapoder en la era global. La nueva economía política mundial.* Paidós Ibérica, Barcelona.

Bellon, M.R. 2006. Crop research to benefit poor farmers in marginal areas of the developing world: A review of technical challenges and tools. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* **70**: 1-11.

Bestard, J. 1996. "Prólogo", en M. Douglas, *La aceptabilidad del riesgo según las ciencias sociales.* Paidós, Barcelona.

Bolívar, F.G. (coord.). 2003. *Recomendaciones para el desarrollo y consolidación de la biotecnología en México*. Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología-Academia Mexicana de Ciencias, México.

Bourges, H. 2002. Alimentos obsequio de México al mundo, en D. Alarcón-Segovia y H. Bourges (eds.), *La alimentación de los mexicanos.* El Colegio Nacional, México, pp. 97-134.

Brush, S., y M. Chauvet. 2004. *Evaluación de los efectos sociales y culturales asociados con la producción de maíz transgénico.* Capítulo 6 de los documentos de discusión del informe Maíz y biodiversidad: Los efectos del maíz transgénico en México, Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal, en <*http://www.cec.org/pubs_docs/documents/index.cfm?varlan=espanol&ID=1430*>.

Casas, A., y J. Caballero. 1996. Traditional management and morphological variation in *Leucaena esculenta* (Fabaceae: Mimosoideae) in the Mixtec region of Guerrero, Mexico. *Economic Botany* **50**: 167-181.

Casas, A., B. Pickersgill, J. Caballero y A. Valiente-Banuet. 1997. Ethnobotany and domestication in Xoconochtli, *Stenocereus stellatus* (Cactaceae) in the Tehuacán Valley and La Mixteca Baja, Mexico. *Economic Botany* **51**: 279-292.

Casas, A., A. Valiente-Banuet y J. Caballero. 1998. La domesticación de *Stenocereus stellatus* (Pfeiffer) Riccobono (Cactaceae). *Boletín de la Sociedad Botánica de México* **62**: 129-140.

Casas, A., A. Valiente-Banuet, A. Rojas-Martínez y P. Dávila. 1999. Reproductive biology and the process of domestication of the columnar cactus *Stenocereus stellatus* in central Mexico. *American Journal of Botany* **86**: 534-542.

Castro, I., P. Sánchez, J.L. Corrales, J.A. Garzón, S. Velarde *et al.* 2006. *Identificación de transgenes en poblaciones de maíces criollos* (Zea mays *L.*) *del estado de Sinaloa*. Congreso Mexicano de Ecología 2006, Morelia, Michoacán, 26-30 de noviembre de 2006.

Celis, C., M. Scurrah, S. Cowgill, S. Chumbiauca, J. Green *et al.* 2004. Environmental biosafety and transgenic potato in a center of diversity for this crop. *Nature* **432**: 222-225.

Cleveland, D.A., y D. Soleri. 2005. Rethinking the risk management process for genetically engineered crop varieties in small-scale, traditionally based agriculture. *Ecology and Society* **10**: 9.

Clive, J. 2007. Global status of commercialized biotech/GM crops: 2007. No. 37. International Service for the Acquisition of Agri-biotech Applications (ISAAA), Ithaca.

Colorado Institute of Public Policy. 2004. *Bio-pharming in Colorado: A guide to issues for making informed choices.* Full Report. Colorado State University, Forth Collins, en <*www.cipp.colostate.edu/reports/bp-full-report*>.

Confederación Nacional Campesina. 2007. *La CNC y Monsanto firman convenio para proteger maíces mexicanos*. Coordinación de Comunicación Social, comunicado de prensa, 18 de abril de 2007. CNC/29/07, en <*www.confederacionnacionalcampesina.org.mx/prensa/abril/18ABRIL07.pdf*>.

Conner, A.J., T.R. Glare y J.P. Nap. 2003. The release of genetically modified crops into the environment: Part II. Overview of ecological risk assessment. *The Plant Journal* **33**: 19-46.

Contreras-Medina, R., I. Luna-Vega y J.J. Morrone. 2001. Conceptos biogeográficos. *Elementos* **41**: 33-37.

Challenger, A. 1998. *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro.* Conabio-Instituto de Biología, UNAM y Agrupación Sierra Madre, México.

Chauvet, M., y A. Gálvez. 2005. Learning about biosafety in Mexico: Between competitiveness and conservation. *International Journal of Biotechnology* **7**: 62-71.

Daniell, H., S. Kumar y N. Dufourmantel. 2005. Breakthrough in chloroplast genetic engineering of agronomically important crops. *Trends in Biotechnology* **23**: 238-245.

Diamond, J. 1997. *Guns, germs and steel: The fates of human societies.* W.W. Norton, Nueva York.

Douglas, M. 1987. Les études de perception du risque: un état de l'art, en J.L. Fabiani y J. Theys (comps.), *La société*

vulnérable: évaluer et maîtriser les risques. École Normale Supérieure, París, pp. 55-60.

Elbeheri, A. 2005. Biopharming and the food system: Examining the potential benefits and risks. *AgBioforum* **8**: 18-25.

Ellstrand, N.C. 2003a. Going to great lengths to prevent the escape of genes that produce specialty chemicals. *Plant Physiology* **132**: 1770-1774.

Ellstrand, N.C. 2003b. *Dangerous liaisons? When cultivated plants mate with their wild relatives*. The John Hopkins University Press, Baltimore.

FAO. *Estadísticas*, en <*http://faostat.fao.org*> (consultado el 1 de agosto de 2006).

Friends of the Earth International. 2007. *Who benefits from GM crops? An analysis of the global performance of GM crops (1996-2006)*, FOEI, Amsterdam.

Fischer, F. 2002. *Citizens, experts, and the environment: The politics of local knowledge.* Duke University Press, Durham.

García Acosta, V. 2005. El riesgo como construcción social y la construcción social de riesgos. *Desacatos* **19**: 11-24.

Giddens, A. 1999. Risk and responsibility. *Modern Law Review* **62**: 1-10.

Gliessman, S.R. 1997. Agroecology: Ecological processes in sustainable agriculture. Ann Arbor Press, Chelsea.

Gliessman, S.R. 1990. Understanding the basis of sustainability for agriculture in the tropics: Experiences in Latin America, en C.A. Edwards (ed.), *Sustainable agricultural systems.* Soil and Water Conservation Society, Ankeny.

Gómez, M.A. 2001. Producción de vacunas y compuestos farmacéuticos en plantas transgénicas. *Revista de la Sociedad Química de México* **46**: 264-270.

González, R.L. 2004. *La biotecnología agrícola en México: efectos de la propiedad intelectual y la bioseguridad.* Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco, México.

Han, M., T. Su, Y.G. Zu y Z.G. An. 2006. Research advances on transgenic plant vaccines. *Acta Genetica Sinica* **33**: 285-293.

Harris, D.R. 1972. The origins of agriculture in the tropics. *American Scientist* **60**: 180-193.

Hernández-Xolocotzi, E. 1998. Aspectos de la domesticación de plantas en México: una apreciación personal, en T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa (eds.), *Diversidad biológica de México: orígenes y distribución.* Instituto de Biología, UNAM, México, pp. 715-735.

Herzer, H.M. 2006. *Construcción del riesgo, desastre y gestión ambiental urbana, perspectivas en debate.* Disponible en <*www.cap-net-esp.org/document/document/48/S9_-_Construccion_del_riesgo__desastre_y_gestion_ambiental_urbana.pdf*>.

Hillman, G.C., y M.S. Davies. 1990. Measured domestication rates in wild wheats and barley under primitive cultivation, and their archeological implications. *Journal of World Prehistory* **4**: 157-222.

Huot, M.F. 2003. *Plant molecular farming: Issues and challenges for Canadian regulators.* Option Consommateurs, Montreal.

Jofre-Garfias, A.E., y A. Álvarez-Morales. 2002. *Global and multidisciplinary approach to study the feasibility of introducing transgenic landraces of maize in Mexico aimed to help small rural communities.* The 7th International Symposium on the Biosafety of Genetically Modified Organisms, Beijing, 10 a 16 de octubre, pp. 237.

Katz, J., y A. Bárcena. 2004. El advenimiento de un nuevo paradigma tecnológico. El caso de los productos transgénicos, en A. Bárcena, J. Katz, C. Morales y M. Schaper (eds.), *Los transgénicos en América Latina y el Caribe: un debate abierto.* Comisión Económica para América Latina y el Caribe, Naciones Unidas, Santiago de Chile, pp. 19-31.

Kirsten, J., M. Gouse y L. Jenkins. 2002. *Bt. Cotton in South Africa: Adoption and the impact on farm incomes amongst small-scale and large-scale farmers.* Paper presented at the 6th International ICABR Conference, Ravello.

Kleinman, D.L., A.J. Kinchy y J. Handselman (eds.). 2005. *Controversies in science and technology: From maize to menopause*, Vol. 1. The University of Wisconsin Press, Madison.

Ko, K., y H. Koprowski. 2005. Plant biopharming of monoclonal antibodies. *Virus Research* **111**: 93-100.

Lilja, N., y M. Bellon. 2006. *Analysis of participatory research projects in the International Maize and Wheat Improvement Center.* CIMMYT, México.

Lira-Saade, R., T.C. Andres y M. Nee. 1995. *Cucurbita* L., en R. Lira-Saade (eds.), Estudios taxonómicos y ecogeográficos de las Cucurbitaceae latinoamericanas de importancia económica. *Systematic and Ecogeographic Studies on Crop Genepools*, núm. 9. International Plant Genetic Resources Institute, Roma, pp. 1-115.

López-Cerezo, J.A. 1998. Ciencia, tecnología y sociedad: el estado de la cuestión en Europa y Estados Unidos. *Revista Iberoamericana de Educación*, núm. 18.

Ma, J.K-C., P.M.W. Drake y P. Christou. 2003. The production of recombinant pharmaceutical proteins in plants. *Nature Reviews Genetics* **4**: 794-805.

Ma, J.K-C., E. Barros, R. Bock, P. Christou, P.J. Dale *et al.* 2005. Molecular farming for new drugs and vaccines: Current perspectives on the production of pharmaceuticals in transgenic plants. *European Molecular Biology Organization Reports* **6**: 593-599.

Mascia, P.N., y R.B. Flavell. 2004. Safe and acceptable strategies for producing foreign molecules in plants. *Current Opinion in Plant Biology* **7**: 189-195.

Massieu, Y.C., M. Chauvet, Y. Castañeda, R.E. Barajas y R.L. González. 2000. Consecuencias de la biotecnología en México: el caso de los cultivos transgénicos. *Sociológica* **15**: 133-159.

Matson , P.A., W.J. Parton, A.G. Power y M.J. Swift. 1997. Agricultural intensification and ecosystems properties. *Science* **277**:504-509.

McMeekin, A., M. Harvey, S. Glynn, I. Miles y P. Vergragt. 2004. *Prospecting bioscience for the future of non-food uses of crops*. Institute of Innovation Research. The University of Manchester, Manchester.

Morales, C., y M. Schaper. 2004. Las nuevas fronteras tecnológicas: los transgénicos y sus impactos en América Latina y el Caribe, en A. Bárcena, J. Katz, C. Morales y M. Schaper (eds.), *Los transgénicos en América Latina y el Caribe: un debate abierto*. Comisión Económica para América Latina y el Caribe, Naciones Unidas, Santiago de Chile, pp. 191-271.

Nadal, A. 2000. *The environmental and social impacts of economic liberalization on corn production in Mexico*. World Wildlife Fund, Oxfam, RU.

National Research Council. 2002. *Animal biotechnology: Science-based concerns*. Committee on Defining Science based Concerns Associated with Products of Animal Biotechnology, Committee on Agricultural Biotechnology, Health, and the Environment, Board on Agriculture and Natural Resources. National Research Council of the National Academies, The National Academies Press, Washington D.C.

Nature Biotechnology. 2004. Drugs in crops – The unpalatable truth. *Nature Biotechnology* **22**:133-134.

Nixon, K.C. 1993. The genus *Quercus* in Mexico, en T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa. (eds.), *Biological diversity of Mexico: Origins and distribution*. Oxford University Press, Oxford, pp. 447-458.

Ortega-Paczka, R. 1999. Genetic erosion in Mexico, en J. Serwinski e I. Faberová (eds.) *Proceedings of the technical meeting on the Methodology of the* FAO *World Information and Early Warning System on Plant Genetic Resources*. Research Institute of Crop Production, Praga, 21 a 23 de junio de 1999, pp. 69-75.

Ortiz-García, S., E. Ezcurra, B. Schoel, F. Acevedo, J. Soberón *et al.* 2005. Absence of detectable transgenes in local landraces of maize in Oaxaca, Mexico (2003-2004). *Proceedings of the National Academy of Sciences* **102**:12338-12343.

Ortiz-García, S., y E. Huerta-Ocampo. 2002. La bioseguridad: una herramienta para el desarrollo sustentable, en E. Leff, E. Ezcurra, I. Pisanty y P. Romero Lankao (comps.), *La transición hacia el desarrollo sustentable: Perspectivas de América Latina y el Caribe*. Semarnat, INE-UAM-PNUMA, México, pp. 363-380.

Parra, P., y L. Ortiz de Bertorelli. 1988. Evidencia bioquímica en la definición de relaciones filogenéticas entre líneas mesoamericanas y andinas de *Phaseolus vulgaris* L. *Revista de la Facultad de Agronomía U.C.V.* **24**:79-88.

Quist, D., e I.H. Chapela. 2001. Transgenic DNA introgressed into traditional maize landraces in Oaxaca, Mexico. *Nature* **414**:541-543.

Ramírez, J. 1996. El chile. *Biodiversitas* **8**:8-14.

Rissler, J., y M. Mellon. 1996. *The ecological risk of engineered crops*. The MIT Press, Cambridge.

Romeu, E. 1995a. La vainilla: de Papantla a Papantla, el regreso de un cultivo. *Biodiversitas* **1**:10-13.

Romeu, E. 1995b. Los pinos mexicanos, récord mundial de biodiversidad. *Biodiversitas* **2**:11-15.

Rzedowski, J. 1998. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México, en T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa (eds.), *Diversidad biológica de México: orígenes y distribución*. Instituto de Biología, UNAM, México, pp. 129-145.

Rzedowski, J. 2005. México como lugar de origen y diversificación de linajes vegetales, en J. Llorente-Bousquets y J.J. Morrone (eds.), *Regionalización biogeográfica en Iberoámerica y tópicos afines*. Ciencia y Tecnología para el Desarrollo-Facultad de Ciencias, UNAM-CONABIO, México, pp. 375-382.

Senasica. 2006. Relación de solicitudes de permiso resueltas positivamente por el Senasica. Disponible en *<http://senasicaw.senasica.sagarpa.gob.mx/portal/html/sanidad_vegetal/referencia_fitosanitaria/Relacion_OGMs_resueltas_positivamente_por_SENASICA.pdf>*.

Serratos-Hernández, J.A., J.L. Gómez-Olivares, N. Salinas-Arreortua, E. Buendía-Rodríguez, F. Islas-Gutiérrez *et al.* 2007. Transgenic protein in maize in the soil conservation area of Federal District, Mexico. *Frontiers in Ecology and the Environment* **5**:247-252.

Sharma, H.C., y R. Ortiz. 2000. Transgenics, pest management, and the environment. *Current Science* **79**:421-437.

SIAP. 2007. Anuario estadístico de la producción agrícola. Producción agrícola. Ciclo: cíclicos y perennes 2007. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera, en *<www.siap.gob.mx/aagricola_siap/icultivo/index.jsp>*.

Snow, A.A. 2002. Transgenic crops – Why gene flow matters. *Nature Biotechnology* **20**:542.

Soberón, J., E. Huerta-Ocampo y L. Arriaga-Cabrera. 2002. *The use of biological databases to assess the risk of gene flow: The case of Mexico*. LMOs and the Environment: Proceedings of an International Conference. Organization for Economic Cooperation and Development, Raleigh-Durham, pp. 59-65.

Solbrig, O. 2004. Ventajas y desventajas de la agrobiotecnología, en A. Bárcena, J. Katz, C. Morales y M. Schaper (eds.), *Los transgénicos en América Latina y el Caribe: un debate abierto*. Comisión Económica para América Latina y el Caribe, Naciones Unidas, Santiago de Chile, pp. 33-69.

Stewart, C.N., M. Halfhill y P. Raymer. 2003. Transgene introgression and consequences in *Brassica*. *Proceedings of the Conference on Introgression from Genetically Modified Plants into Wild Relatives and its Consequences*. Amsterdam, 21 a 24 enero de 2003, University of Amsterdam, Amsterdam.

Stewart, P., y A. Knight. 2005. Trends affecting the next generation of U.S. agricultural biotechnology: Politics, policy, and plant-made pharmaceuticals. *Technological Forecasting and Social Change* **72**: 521-534.

Stoger, E., J.K.C. Ma, R. Fischer y P. Christou. 2005. Sowing the seeds of success: Pharmaceutical protein from plants. *Current Opinion in Biotechnology* **16**: 167-173.

Styles, B.T. 1993. The genus *Pinus*: A Mexican purview, en T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot, y J. Fa. (eds.), *Biological diversity of Mexico: Origins and distribution*. Oxford University Press, Oxford, pp. 397-420.

Traxler, G., y S. Godoy-Ávila. 2004. Transgenic cotton in Mexico. *AgBioForum* **7**: 57-62.

Turrent, A., y J.A. Serratos. 2004. Context and background on wild and cultivated maize in Mexico, en *Maize and biodiversity: The effects of transgenic maize in Mexico.* Secretariat of the Commission for Environmental Cooperation of North America, Montreal.

Twyman, R.M., S. Schillberg y R. Fischer. 2005. Transgenic plants in the biopharmaceutical market. *Expert Opinion on Emerging Drugs* **10**: 185-218.

USDA. 2005. *Animal and plant health inspection service: Controls over issuance of genetically engineered organism release permits*. Audit Report. United States Department of Agriculture, Washington, D.C.

USDA. 2006. *Statement by Agriculture Secretary Mike Johanns Regarding Genetically Engineered Rice*. United States Department of Agriculture, en <*www.usda.gov/wps/portal/usdahome?contentidonly=true&contentid=2006/08/0307.xml*>.

Vanclay, F. 2003. International principles for social impact assessment. *Impact Assessment and Project Appraisal* **21**: 5-11.

Vavilov, N.I. 1926. Studies on the origin of cultivated plants. *Bulletin of Applied Botany, Genetics, and Plant-Breeding* **16**: 1-248.

Vavilov, N.I. 1951. *Estudios sobre el origen de las plantas cultivadas*. Ediciones Acme Agency, Buenos Aires.

Vavilov, N.I. 2005. Clasificación de las hortalizas según centro de origen (adaptado de Vavilov). Pontificia Universidad Católica de Chile, en <*www.uc.cl/sw_educ/hort0498/HTML/p007.html*> (consultado en 2005).

Wellhausen, E.J., L.M. Roberts, E. Hernández-Xolocotzi y P.C. Mangelsdorf. 1987. Razas de maíz en México. Su origen, características y distribución, en *Xolocotzia. Obras de Efraín Hernández Xolocotzi*, t. II. *Revista de Geografía Agrícola*. Universidad Autónoma Chapingo, México, pp. 609-732.

Zeder, M.A. 2006. Central questions in the domestication of plants and animals. *Evolutionary Anthropology: Issues, News, and Reviews* **15**: 105-117.

Zi, X. 2005. GM rice forges ahead in China amid concerns over illegal planting. *Nature Biotechnology* **23**: 637.

Zohary, D. 1970. Centres of diversity and centres of origin, en O.H. Frankel y E. Bennett (eds.), *Genetic resources in plants. Their exploration and conservation.* Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Zohary, D. 1984. Modes of evolution in plants under domestication, en W.F. Grant (ed.), *Plant biosystematics*. Academic Press, Toronto, pp. 579-586.

8 Diversidad y conservación de recursos genéticos en plantas cultivadas

AUTOR: Mauricio R. Bellon
COAUTORES: Alejandro F. Barrientos-Priego • Patricia Colunga-GarcíaMarín • Hugo Perales • Juan Antonio Reyes Agüero • Rigoberto Rosales Serna • Daniel Zizumbo-Villarreal
AUTORES DE RECUADRO: Mauricio R. Bellon • Hugo Perales
REVISORES: Eckart Boege • Rafael Lira Saade • Rafael Ortega Paczka

Contenido

Recuadros

Bellon, M.R., *et al.* 2009. Diversidad y conservación de recursos genéticos en plantas cultivadas, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 355-382.

Resumen

México es un importante centro de domesticación y de diversidad de numerosos cultivos, algunos de gran importancia global. Este capítulo presenta una panorámica de la diversidad de cinco grupos de especies de importancia nacional que se pueden considerar como indicadoras de la situación de los recursos genéticos en el país: maíz, frijol, aguacate, nopales y agaves. Para cada uno se abordan cinco puntos: *1*] el estado actual del conocimiento de la diversidad, tanto a nivel agromorfológico como molecular; *2*] la utilización de esta diversidad por productores y por fitomejoradores; *3*] los cambios en el estado de la diversidad en las últimas tres a cinco décadas; *4*] los esfuerzos llevados a cabo para la conservación de esta diversidad, tanto a nivel de conservación *ex situ* como *in situ*, en los campos, las huertas y plantaciones de los productores de estas especies, y *5*] una reflexión sobre el futuro de esta diversidad. En el capítulo se documenta la diversidad tanto agromorfológica como genética en estos grupos, incluyendo a sus parientes silvestres. Los datos moleculares confirman la gran diversidad existente, pero frecuentemente difieren de los análisis agromorfológicos, mostrando gradientes de variación más que grupos discretos. Estos datos también muestran la importancia del flujo génico y la hibridación en los patrones de diversidad. La diversidad no es solo resultado de factores ambientales y biológicos, sino también de procesos humanos de domesticación y diversificación. Los pequeños agricultores del país, en su mayor parte indígenas y campesinos, son quienes continúan manteniendo esta diversidad en sus campos, solares, huertas y plantaciones.

Desafortunadamente no existen esfuerzos sistemáticos para dar seguimiento a los cambios que se siguen dando en la diversidad. Hay consenso en que esta ha disminuido y que dicha tendencia continúa. Algunos factores que influyen en esto incluyen la creciente participación en el mercado de todo el sector rural, cambios demográficos y culturales en las poblaciones rurales y urbanas, así como las políticas de apoyo al sector rural. Existen varios esfuerzos de conservación en el país que varían en intensidad e importancia entre los grupos analizados. La conservación *ex situ* enfrenta dificultades de financiamiento y compromiso institucional, aun cuando existen programas gubernamentales que la apoyan y buscan hacerla más eficiente. La conservación *in situ* de parientes silvestres es relativamente incipiente y fuertemente afectada por la deforestación y cambios en el uso del suelo. La conservación en finca o en campos de agricultores continúa *de facto* en los sistemas agrícolas campesinos, pero sin ningún apoyo formal y a pesar de muchos factores en contra. Aunque ha habido algunos proyectos piloto en este rubro, financiados generalmente por donantes extranjeros, faltan esfuerzos sistemáticos al respecto. El futuro de esta diversidad está ligado al futuro de la población rural y al valor cultural y de identidad que continúe teniendo. En general se requiere una política nacional explícita, con financiamiento concreto, que defina claramente una serie de acciones interrelacionadas de conservación *in situ* y *ex situ* para la diversidad de especies cultivadas nativas y sus parientes silvestres.

8.1 Introducción

México es un centro importante de domesticación y de diversidad de numerosos cultivos, algunos de gran importancia global (véase el capítulo 18 del volumen I, en especial el apéndice 18.2). Esta diversidad de especies cultivadas no es el resultado solamente de eventos biológicos, sino de la interacción, durante cientos de generaciones, entre poblaciones humanas y estas especies. Estas poblaciones humanas, a raíz de sus necesidades, intereses, prácticas y conocimientos han ido conformando y manteniendo esta diversidad. Los agricultores mexicanos de hoy no son solamente los herederos de esta diversidad, sino que la continúan manteniendo y desarrollando, aun en condiciones cada vez más difíciles.

Este capítulo presenta una panorámica de la diversidad de algunas especies cultivadas en el país. El número de estas especies es grande y el tratamiento de cada una amerita cierto grado de profundidad, lo cual no es posible en un solo capítulo y requeriría un libro entero, por lo que hemos optado por seleccionar un número limitado pero diverso y representativo de cinco grupos de especies de importancia nacional: maíz, frijol, aguacate, nopales y agaves. Nos referimos a grupos de especies ya que en varios casos se trata de varias especies cultivadas que generalmente son del mismo género; asimismo, hacemos referencia a parientes silvestres de las especies cultivadas. Esta lista incluye gramíneas, leguminosas, así como especies hortícolas, frutícolas e industriales. Dichas especies pueden ser vistas como indicadores de la situación de la diversidad de recursos genéticos en el país. Para cada una de estas especies se abordan cinco puntos centrales: *1*] el estado actual del conocimiento de la diversidad para cada cultivo, tanto a nivel agromorfológico[1] como mole-

cular; *2*] la utilización de esta diversidad tanto por productores como por fitomejoradores; *3*] los cambios que se han dado en el estado de la diversidad en las últimas tres a cinco décadas; *4*] los esfuerzos que se llevan a cabo para la conservación de esta diversidad, tanto a nivel de conservación *ex situ* como *in situ*, en los campos, las huertas y plantaciones de los productores de estas especies, y *5*] una reflexión sobre el futuro de esta diversidad. El capítulo concluye con una síntesis de las lecciones comunes derivadas de los estudios individuales de estos cinco grupos de especies y con una reflexión sobre su futuro y las acciones que la sociedad mexicana requiere llevar a cabo si considera que mantener esta diversidad es importante para el país.

8.2 Maíz

México es el centro de domesticación y uno de los centros de diversidad del maíz (Matsuoka *et al.* 2002; Doebley 2004). Diversos estudios de la variabilidad del maíz, tanto morfológica como genética, muestran que existe una gran diversidad en las poblaciones mexicanas, además de la existencia del teocinte, el pariente silvestre del que desciende el maíz cultivado (Sánchez G. *et al.* 1998). Para describir la diversidad del maíz en México, el concepto más utilizado ha sido el de raza, término originalmente propuesto como una forma de clasificación "natural". Una raza se define como "un grupo de individuos relacionados con suficientes características en común que permiten su reconocimiento como un grupo" (Anderson y Cutler 1942). Es un concepto basado en la morfología de la mazorca y de la planta, y en el origen geográfico del maíz. Originalmente fue utilizado por Wellhausen *et al.* (1952), quienes también presentan una hipótesis sobre el origen de las razas y sus relaciones filogenéticas (Berthaud y Gepts 2004). El trabajo original de Wellhausen *et al.* (1952) sobre las razas mexicanas de maíz identificó 25 razas, siete no bien definidas entonces, y varias subrazas. Con el tiempo, y debido a incrementos en las recolectas y su análisis, a la fecha se han descrito 59 razas de maíz (Sánchez G. *et al.* 2000), aunque algunas posiblemente son cuestionables (p. ej., véase Perales *et al.* 2003 para el caso de la raza motozinteca).

Se han llevado a cabo estudios sobre la diversidad genética con el uso de isoenzimas (Goodman y Brown 1988; Sánchez G. *et al.* 2000) y, más recientemente, con microsatélites (SSR) (Matsuoka *et al.* 2002; Pressoir y Berthaud 2004a, b; Reif *et al.* 2006). La mayor parte de estos estudios han analizado muestras de bancos de germoplasma representativas de todo el país y han tomado como base para la selección de la muestra la clasificación racial de las muestras utilizadas. Los estudios con isoenzimas muestran que las razas no se agrupan en complejos bien definidos, como sería de esperar por los datos morfológicos, sino que forman un continuo (Doebley *et al.* 1985; Sánchez G. *et al.* 2000). Existe una gran variabilidad en caracteres morfológicos y moleculares, tanto entre razas como dentro de ellas, aunque ciertas poblaciones tienen niveles bajos de diversidad, aparentemente por tratarse de variedades para usos especiales (Sánchez G. *et al.* 2000). Estudios más recientes con microsatélites confirman una discrepancia entre la estructura poblacional medida con datos morfológicos y la medida con marcadores moleculares de una misma muestra de maíces, lo cual ha sido explicado como el resultado de un gran flujo génico entre poblaciones, aunado a una fuerte selección divergente a partir de características morfológicas determinadas por parte de los agricultores[2] (Pressoir y Berthaud 2004a). El estudio más reciente con microsatélites que examinó muestras de 24 razas descritas por Wellhausen (Reif *et al.* 2006), encontró un mayor número total de alelos por locus (7.84) que en estudios previos hechos en Estados Unidos (6.5 alelos/locus; Labate *et al.* 2003) y Europa (5.9 alelos/locus; Reif *et al.* 2006). Asimismo, la diversidad genética entre poblaciones fue mayor (0.61) que en estudios previos (0.53; Reif *et al.* 2006), confirmándose de este modo la amplia base genética de las poblaciones de maíz en el país.

La distribución de la diversidad genética presenta un patrón de aislamiento por distancia; esto es, poblaciones más cercanas se parecen más entre sí que poblaciones más lejanas (Matsuoka *et al.* 2002). Aunque el ambiente tiene un papel fundamental en la estructura de la diversidad de los maíces, existen también nuevas evidencias del papel que los agricultores han tenido y siguen teniendo al generar y mantener esta diversidad (Pressoir y Berthaud 2004a, b; Perales *et al.* 2005).

Un aspecto de gran importancia para el conocimiento, conservación y uso de la diversidad de maíz en México es la existencia del teocinte, conocido entre la población rural como acece o acecintle, entre otros nombres (Sánchez G. *et al.* 1998). Bajo este nombre se conocen varias subespecies clasificadas dentro de la misma especie de maíz (véase también el cuadro 1 del recuadro 18.3 del volumen I). La más común y presente en varios estados de la República es *Zea mays* subsp. *mexicana*, a la que se clasifica en tres razas: Chalco, Nobogame y Mesa Central (Sán-

chez G. *et al.* 1998). Sin embargo, hasta lo que se conoce hoy día, *Z. mays* subsp. *parviglumis* es la más cercana al maíz cultivado; se distribuye en el suroeste de México y se le conoce como teocinte del Balsas (Matsuoka *et al.* 2002; Doebley 2004). También se conocen dos teocintes perennes en México, *Zea perennis* y *Z. diploperennis* (Iltis *et al.* 1979), de los cuales el primero está bajo protección formal en la Reserva de Manantlán. En general los teocintes son vistos por los agricultores como malezas difíciles de erradicar, aun cuando tienen potencial como forraje y como fuente de genes para el mejoramiento del maíz. En campos donde están juntos teocinte y maíz no es raro encontrar híbridos de estos, con granos de características intermedias de los dos.

El maíz es el cultivo más importante en el medio rural mexicano: se siembra en una superficie aproximada de 8 millones de hectáreas por alrededor de 2.5 a 3 millones de agricultores anualmente. Su producción se realiza en un sistema dual, con un gran número de pequeños agricultores campesinos que lo producen para autoconsumo y venta a pequeña escala, por una parte, y por otra, por un número relativamente pequeño de grandes agricultores que lo producen con fines puramente comerciales y pocas veces lo consumen directamente. Los pequeños agricultores campesinos utilizan sobre todo una gran diversidad de variedades criollas (locales), mientras que los agricultores comerciales comúnmente utilizan híbridos comerciales, producto del fitomejoramiento científico.

La diversidad de poblaciones criollas de maíz continúa siendo la base de la agricultura campesina mexicana. Esta diversidad está asociada, por una parte, al uso de diversas partes de la planta del maíz, no solo el grano para hacer tortillas y elaborar bebidas como el pozol. Dichas partes de la planta incluyen los tallos, las hojas o brácteas que cubren la mazorca —comúnmente llamadas totomoxtle— y que se destinan a diversos usos, como envoltura para tamales y forraje para animales. Además, el maíz se produce desde el nivel del mar hasta los 3 000 m y a todo lo largo y ancho del país. Por otra parte, tal diversidad y adaptabilidad se relaciona con conocimientos y prácticas de manejo y cultivo por parte de estos agricultores, como la selección de semillas de la cosecha, el flujo de semillas entre agricultores y la asociación de tipos específicos con ambientes particulares (Hernández 1985; Bellon y Brush 1994; Louette y Smale 2000; Perales *et al.* 2003; Pressoir y Berthaud 2004a, b). El sistema tradicional de uso del maíz es dinámico y se incorporan nuevos tipos mientras que otros se abandonan. Este proceso incluye la incorporación de variedades mejoradas, que son sometidas al mismo manejo que las variedades criollas, lo que da lugar a tipos adaptados localmente que los propios agricultores reconocen como "acriollados" y finalmente como criollos (Bellon y Risopoulos 2001; Bellon *et al.* 2006).

Desde mediados del siglo pasado ha habido programas de fitomejoramiento científico en el país, sobre todo públicos y más recientemente privados. Instituciones como el INIFAP (Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias) y varias universidades y centros de enseñanza agrícola (entre las que destacan la Universidad Autónoma Chapingo, el Colegio de Posgraduados y la Universidad Autónoma Antonio Narro), así como el Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo (CIMMYT) han desempeñado un papel importante en el fitomejoramiento del maíz. Sin embargo, el papel de las instituciones públicas ha ido disminuyendo, mientras que el de las empresas privadas ha aumentado. Grandes compañías transnacionales como Pioneer y Monsanto tienen una participación cada vez más relevante en la producción de variedades mejoradas, en particular híbridos. Históricamente, la utilización de la diversidad de maíces en programas de fitomejoramiento públicos se ha concentrado solo en algunas razas, entre las que destacan tuxpeño y Celaya. Sin embargo, no está claro cuál es el grado de utilización de la diversidad genética mexicana por parte de los programas privados, particularmente de compañías transnacionales, dado que mucha de esta información es de índole privada.

En términos de la dinámica de la diversidad del maíz, no existe ningún tipo de seguimiento en México que permita conocer exactamente los cambios que se han dado en la diversidad del maíz utilizado por los agricultores mexicanos a lo largo del tiempo. Sin embargo, datos sobre la utilización de semilla comercial muestran que solo en 20% del área sembrada con maíz se emplea este tipo de semillas (Morris y López-Pereira 1999; Aquino *et al.* 2001) y varios estudios de caso (Bellon y Brush 1994; Morris y López-Pereira 1999; Van Dusen y Taylor 2005; Bellon *et al.* 2006) indican que la mayor parte del germoplasma utilizado en el país, en términos de número de agricultores y área sembrada, corresponde a semilla local, es decir, variedades criollas o acriolladas. Solo en algunas regiones, fundamentalmente en las zonas de agricultura comercial, ha habido una sustitución muy fuerte de variedades criollas por variedades mejoradas. Esto no quiere decir que en la agricultura campesina no se hayan abandonado o perdido poblaciones particulares de maíz criollo, dado que este tipo de agricultura es dinámico y

está en constante cambio. En las zonas campesinas, los materiales criollos dominan y cuando hay sustitución es por otros materiales criollos o acriollados, con lo que se mantienen las prácticas de selección y flujo de semilla ancestrales, y por ende la selección divergente, el flujo génico y la conservación de recursos genéticos en manos de agricultores.

El único lugar donde ha habido recolectas comparables a lo largo del tiempo es en el estado de Chiapas, donde se tienen cuatro recolectas extensivas: las primeras tres para las décadas de los cuarenta, setenta y noventa del siglo XX, y la última a principios del siglo XXI (Wellhausen *et al.* 1952; Ortega-Paczka 1973; Brush y Perales 2007). Aunque las recolectas no son estrictamente comparables, revelan algunos patrones bastante claros que quizá se apliquen al resto del país. En esto resalta que la dinámica de los maíces es distinta entre los ambientes fríos (por arriba de 2 000 m) y semicálidos (1 400 a 2 000 m) con respecto a los cálidos (menos de 900 m) (Ortega P. *et al.* 1999; Brush y Perales 2007). En los fríos y semicálidos dominan las variedades criollas y hay poca competencia de variedades mejoradas, por lo que es poco probable que haya pérdidas de las primeras en estos ambientes. En los segundos, las variedades mejoradas —híbridos, variedades de polinización abierta y aun variedades acriolladas— son muy competitivas y su frecuencia ha aumentado, lo que indica una mayor probabilidad de pérdida de variedades criollas.

A partir de los años cuarenta del siglo pasado se ha llevado a cabo un esfuerzo sistemático por recolectar, estudiar y conservar la diversidad del maíz en México. Las recolectas de Wellhausen *et al.* (1952) no solo fueron estudiadas, sino que formaron parte del inicio de la conservación *ex situ* del maíz en bancos de germoplasma. En el año 2000 se reportaron seis bancos de germoplasma con colecciones de maíz en el país (Hernández-Casillas 2000), los cuales cuentan en la actualidad con programas de recolección (<*www.conabio.gob.mx*>). Una gran parte de las muestras/accesiones están georreferenciadas, con lo que actualmente se tiene una idea de su distribución espacial, lo cual puede permitir una evaluación de las brechas aún existentes en términos de recolectas, así como un monitoreo de los cambios que se están dando en la diversidad del país. Otro aspecto explorado recientemente es la conservación del maíz y otros cultivos *in situ*. En los últimos 15 años ha habido numerosos proyectos enfocados a promover la conservación *in situ* del maíz, fundamentalmente en el centro y sur de México (Milpa Project 1999; Chávez-Servia *et al.* 2002; Bellon *et al.* 2003). Es un hecho la conservación *de facto* de esta diversidad debido al interés y los esfuerzos de millones de pequeños agricultores campesinos; los proyectos han promovido ciertas intervenciones para apoyar a los campesinos que mantienen esta diversidad e incluyen ferias de semillas, mejoramiento participativo de variedades criollas y venta de semillas de diversos tipos de maíz. Sin embargo, estos esfuerzos han sido fundamentalmente proyectos piloto, financiados por donantes extranjeros, con una duración de tres a cinco años y, aunque muchos de ellos han contribuido a la formación de recursos humanos en el área, su impacto ha sido local y de corto plazo, por lo que podemos concluir que no ha habido una articulación de estos esfuerzos con la conservación *ex situ* ni con una estrategia a largo plazo de conservación y uso de los recursos genéticos de maíz en México. Un nuevo aspecto que ha cobrado notoriedad y que tiene implicaciones para la conservación y el uso de la diversidad del maíz es la posible introducción de transgenes en maíces criollos y su impacto sobre su diversidad. Este es un tema que ha creado gran controversia en los ámbitos científico, de políticas públicas y mediático (véase el recuadro 8.1).

El futuro de la diversidad del maíz está indisolublemente ligado al futuro de la agricultura campesina. Si bien la conservación *ex situ* es fundamental y debe ser apoyada y sostenida, no solo son los campesinos mexicanos, con sus prácticas, conocimientos, ambientes y tecnologías diversas, los que mantienen esta diversidad, sino quienes están constantemente recreándola.

8.3 Frijol

El frijol es originario de América, donde puede encontrarse diversidad genética amplia en diferentes especies del género *Phaseolus* (véase el recuadro 18.1 del volumen I). En el caso del frijol común (*Phaseolus vulgaris*) es posible encontrar poblaciones silvestres desde el estado de Chihuahua, en México, hasta el norte de Argentina. Los hallazgos arqueológicos y las evidencias científicas demuestran que existen dos centros primarios de domesticación y diversidad genética del frijol común, que son el mesoamericano y el andino (Koenig y P. Gepts 1989; Debouck y Smartt 1995; Payró *et al.* 2005). Los restos arqueológicos más antiguos de frijol fueron encontrados en la Cueva de Guitarrero en Perú (8 000 a 10 000 años) y en Tehuacán, Puebla, en México (6 000 años a.p.) (Gepts y Debouck 1991).

Recuadro 8.1 La diversidad del maíz y el posible impacto de la introducción de transgenes en México

Mauricio R. Bellon • Hugo Perales

En 2001 se reportó en la revista científica *Nature*, de gran prestigio, la presencia de transgenes en muestras de maíces criollos de dos comunidades campesinas de Oaxaca (Quist y Chapela 2001). Esto creó una gran controversia nacional e internacional tanto sobre la validez de los datos [Kaplinsky *et al.* 2002; Metz y Fütterer 2002, y la retractación que *Nature* hizo del artículo (2002, **416**:600)], como por sus implicaciones para México por ser centro de origen y diversidad del maíz, y para los agricultores campesinos que mantienen esta diversidad y que dependen de ella como medio de vida. En particular, se supuso que su presencia en variedades criollas de maíz podría tener un efecto negativo sobre la diversidad genética de este cultivo. Organizaciones civiles y comunidades campesinas hicieron una petición a la Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte (CCA) para que investigara los impactos de la introducción de variedades transgénicas sobre la diversidad del maíz en México. Esta comisión fue creada a raíz del Tratado de Libre Comercio de América del Norte para lidiar con asuntos ambientales entre los tres países signatarios de este acuerdo. La Comisión llevó a cabo un gran estudio sobre el tema, cuya revisión excede el ámbito de esta sección. Vale la pena, sin embargo, indicar que el estudio que resultó de este esfuerzo se enfocó en

> …los posibles efectos que el cultivo de variedades comerciales de maíz transgénico —existentes y de próximo desarrollo— puede tener en las razas tradicionales de maíz y los teocintes, así como en el impacto de la posible introgresión de transgenes en esas entidades taxonómicas. Además, a fin de garantizar que el presente documento contribuya a la definición de políticas y la investigación científica, se toman en consideración las probables variedades futuras de maíz transgénico (CEC 2004:7-8).

El estudio abarcó diversos aspectos e hizo recomendaciones muy puntuales sobre flujo génico, biodiversidad, salud y aspectos culturales. Los resultados pueden ser consultados en <*http://www.cec.org/maize/index.cfm?varlan=espanol*>.

Después de la realización de ese estudio, se han realizado varios otros más y aún existe controversia sobre las metodologías utilizadas y sus implicaciones (p. ej., Mercer y Wainwright 2008). El estudio más recientes publicado en una revista arbitrada de gran prestigio muestreó 125 campos de maíz de agricultores en 18 localidades de Oaxaca durante 2003 y 2004 en busca de la presencia de transgenes y concluyó que estos están ausentes o, en todo caso, su presencia tendría que ser extremadamente rara en los campos muestreados (Ortiz-García *et al.* 2005). Sin embargo, la controversia sobre la presencia de transgenes en el maíz mexicano continúa (Cleveland *et al.* 2005; Serratos-Hernández *et al.* 2007).

Desde la perspectiva de políticas públicas, a partir de 1998 ha existido una moratoria a la siembra comercial y experimentación con variedades de maíz transgénico. Recientemente se ha creado legislación para, de hecho, levantar la moratoria a la experimentación, aunque no específicamente para la siembra comercial de variedades de maíz transgénico. Sin embargo, la controversia alrededor de los riesgos, conveniencia e importancia de utilizar maíces transgénicos en México continúa con intensidad. Existen grupos que tienen gran interés en que variedades de maíz transgénicas se autoricen y comercialicen en el país —particularmente de agricultores comerciales y de las compañías que los producen— y también hay una gran reticencia, e incluso rechazo vehemente, a esta posibilidad por parte de organizaciones campesinas y organizaciones no gubernamentales.

México es reconocido como centro primario de domesticación y diversidad genética del frijol (Gepts y Debouck 1991). En el país se conoce como frijol a diferentes especies del género *Phaseolus*, entre las cuales las de mayor importancia económica son: *Phaseolus vulgaris* (frijol común), *P. coccineus* (frijol ayocote), *P. lunatus* (frijol lima) y *P. acutifolius* (frijol tépari). En el estudio sobre la diversidad genética del frijol común se han identificado cuatro razas, tres del acervo mesoamericano (Durango, Jalisco y Mesoamérica) y una del andino (Nueva Granada) (Singh *et al.* 1991a; Rosales *et al.* 2005). Las razas fueron definidas como poblaciones similares en la morfología de la planta y semilla, adaptación a determinadas regiones y presencia de ciertos tipos de faseolina, una proteína del grano de frijol (Singh *et al.* 1991a, b, c).

En la evaluación de la diversidad genética del frijol se han utilizado descriptores morfológicos (Cárdenas 1984, 2000; Singh *et al.* 1991a; Voysest 2000; Rosales *et al.*

2003), agronómicos (Rosales *et al.* 2003, 2005) y de rendimiento (Acosta G. *et al.* 2004), así como marcadores bioquímicos (Singh *et al.* 1991a, c; Avendaño 2001) y moleculares, tales como RAPD (Beebe *et al.* 2000), RFLP (Adam *et al.* 1994), AFLP (Pallottini *et al.* 2004; Rosales *et al.* 2005) e ISSR (Rosales *et al.* 2003; González *et al.* 2005), y las secuencias ITS de genes del núcleo ribosómico (Delgado y Bibler 2006).

Desde su domesticación, el frijol combinado con el maíz ha formado parte fundamental de la alimentación de los mexicanos (Sánchez R. *et al.* 2001). En México, la superficie anual sembrada con frijol es de 2.2 millones de hectáreas (Sánchez R. *et al.* 2001; Acosta *et al.* 2002). Se considera que cada mexicano consume anualmente entre 12.6 y 15 kg de frijol (Shellie-Dessert y Bliss 1991; Sánchez R. *et al.* 2001), por lo que este cultivo es el segundo en importancia en México, con base en la superficie sembrada y el volumen consumido.

El frijol se siembra en todos los estados de México, en diferentes épocas y con varios sistemas de producción, lo cual favorece la diversidad genética. El consumo del frijol es principalmente de grano seco y ejote (vaina tierna) verde. En la Sierra Norte de Puebla se presenta el consumo de flores y grano fresco, principalmente del frijol gordo (*Phaseolus polyanthus*) y ayocote (*P. coccineus*) (Martínez *et al.* 1995). Existen distintas preferencias según el color, la forma y el tamaño del grano de frijol, lo cual combinado con su versatilidad biológica, las tendencias de mercado y la recombinación genética ha permitido conservar la diversidad de la especie (Rosales *et al.* 2005). No solo el grano es valioso, sino que el esquilmo (paja) —un subproducto del frijol compuesto por tallos, ramas y valvas de las vainas— es también apreciado por su valor forrajero (Acosta *et al.* 2002).

El INIFAP ha utilizado la diversidad genética del frijol en la producción de 142 variedades mejoradas (Rosales *et al.* 2004). En el programa de mejoramiento genético de frijol del INIFAP se han realizado cruzamientos entre variedades cultivadas y en 1999 se incluyó frijol silvestre (Acosta *et al.* 1999). Las variedades mejoradas muestran resistencia a enfermedades y rendimiento alto en condiciones de manejo favorables (Acosta *et al.* 2002; Rosales *et al.* 2006). La calidad del grano de algunas variedades mejoradas de frijol del INIFAP ha conducido a su reconocimiento como clases comerciales nuevas, como el caso de los azufrados y peruanos (Voysest 2000; Rosales *et al.* 2004).

No obstante, se considera que la diversidad del frijol se ha subutilizado (Acosta G. *et al.* 1996). Por ejemplo, las variedades criollas que aún se cultivan en algunas áreas rurales de México y que son apreciadas únicamente en mercados locales (parraleño, rebosero, morado, etc.) han sido poco estudiadas y por ende su utilidad en el mejoramiento genético ha sido limitada.

La diversidad de poblaciones silvestres del frijol es un recurso importante para el mejoramiento genético ya que muchas de ellas cuentan con genes de tolerancia a factores adversos, los cuales se perdieron por deriva genética durante la domesticación. Las poblaciones silvestres de frijol están expuestas a factores ambientales adversos como frío, sequía, calor, enfermedades y plagas. Las poblaciones que sobrevivieron incrementaron el número de alelos favorables para su adaptación a esas condiciones y pueden utilizarse para ampliar la base genética del frijol cultivado mediante mejoramiento genético. Un ejemplo de esto es el caso de la resistencia al ataque de plagas mediante la arcelina (Arc+), una proteína encontrada en el frijol silvestre que confiere resistencia a los gorgojos *Zabrotes subfaciatus* y *Acanthoscelides obtectus* (Cardona *et al.* 1990). Además, en frijoles silvestres se han identificado características sobresalientes en la calidad del grano, como el contenido alto de proteínas, hierro y zinc y un balance favorable de aminoácidos (Sotelo *et al.* 1995).

Las áreas de siembra de las razas de frijol común se han modificado por la movilización de la semilla, preferencias de consumo y la presión del mercado, lo que ha ocasionado el incremento de la superficie cultivada con las variedades más populares (Rosales *et al.* 2003). La demanda de los consumidores, comerciantes y la industria del frijol ha fomentado la uniformidad de las clases comerciales más importantes en México (Cárdenas 2000). El frijol enfrenta cambios en el hábito de consumo de la sociedad como consecuencia de la urbanización, migración, incursión de más mujeres en el trabajo fuera del hogar (Sánchez R. *et al.* 2001) y el incremento de los costos de los combustibles para su cocción, lo que ha reducido su uso. A pesar de que el frijol es fundamental en la gastronomía mexicana, su cultivo ha sido desplazado en muchos casos a regiones marginales con suelos poco profundos y lluvias escasas y mal distribuidas, lo que ha derivado en pérdidas de diversidad genética, reducción de rendimiento y disminución de competitividad de este cultivo. Además, el frijol ha sido afectado por importaciones legales, contrabando y la presión económica del Tratado de Libre Comercio de América del Norte (TLC). Todos estos factores han influido significativamente sobre la diversidad genética del frijol mexicano.

Sin embargo, la dinámica de la diversidad es compleja. En algunas clases comerciales de frijol, como el azufrado y negro opaco, se ha estrechado la base genética debido al uso recurrente de padres con grano típico y la selección basada en el tipo de grano comercial (Rosales *et al.* 2005). En contraste, en otros casos se ha ampliado la base genética debido a la recombinación entre variedades adaptadas y germoplasma introducido. Por ejemplo, resultados obtenidos con marcadores morfológicos y moleculares mostraron que el cruzamiento entre padres contrastantes de diferentes razas y acervos amplió la base genética del frijol flor de mayo y pinto. La recombinación genética ocasionó también que estudios con marcadores moleculares mostraran agrupamientos poco claros del germoplasma mejorado de frijol de México (Rosales *et al.* 2005). La diversidad genética de algunas clases comerciales de frijol (bayo, flor de mayo y pinto) se ha preservado gracias a la variación en las preferencias de consumo y en los sistemas productivos de esta leguminosa.

La mecanización agrícola ha reducido la utilización del frijol de hábito de crecimiento indeterminado con guías trepadoras (tipo IV), que anteriormente era sembrado en asociación con maíz, lo cual ha reducido la variabilidad genética (Lépiz 1974; Acosta G. *et al.* 2004). La reducida utilización de variedades trepadoras ha provocado deriva genética y en algunas regiones la pérdida total de la semilla de este tipo de frijol, lo que ha disminuido el acervo genético de la especie. El uso creciente de herbicidas también ha desempeñado un papel en la pérdida de diversidad genética (Bye y Qualset 2002). No obstante, en muchas áreas rurales de México aún se cultivan variedades criollas de frijol con grano apreciado únicamente en el mercado local, lo que ha favorecido la conservación de la diversidad genética de la especie. Mientras las variedades modernas de frijol han tenido éxito en ambientes con lluvia y manejo favorable, en zonas marginales algunas variedades mejoradas muestran una respuesta pobre, por lo que se siguen prefiriendo las variedades criollas.

En general, como ha ocurrido con el maíz, la pérdida de diversidad genética es ocasionada por una creciente integración de los productores al mercado, las importaciones y la migración (Dyer y Qualset 2000; Van Dusen y Taylor 2005), la competencia entre variedades modernas y tradicionales (Perales *et al.* 2003), el tipo de tenencia de la tierra (Dyer y Qualset 2000) y el avance de la población humana que ha propiciado el deterioro ambiental (Ortega P. *et al.* 1999). Se considera también que la pérdida de diversidad genética ocurre *in situ* y *ex situ*, aunque es necesario estimarla de manera objetiva (Ortega P. *et al.* 1999).

Desde la década de 1940 se inició la recolección de variedades criollas de frijol, para comenzar el programa de mejoramiento genético de este cultivo. Como resultado de la recolecta, en 1968 se contaba con 4 411 accesiones de frijol (90% de *P. vulgaris*, 8% de *P. coccineus* y 2% de otras especies) (Cárdenas 1968). Vargas *et al.* (2006) reportan que el Banco de Germoplasma del INIFAP, con sede en Chapingo, Estado de México, cuenta con 7 846 accesiones de frijol común. Para asegurar la conservación, se han establecido colecciones de frijol, entre otros sitios, en los campos experimentales de Iguala, Guerrero (cuadro 8.1), y Calera, Zacatecas.

Actualmente, se tienen estudios de caracterización morfológica y molecular del germoplasma mejorado (Rosales *et al.* 2005, 2006) y de la colección núcleo de frijol del INIFAP (Vargas *et al.* 2006; Gill *et al.* 2007; Vargas-Vázquez *et al.* 2007). Los estudios han mostrado que se ha conservado tanto la diversidad genética como la representatividad de la colección núcleo con respecto a la totalidad de recolectas almacenadas en el Banco de Germoplasma de Frijol del INIFAP (Gill *et al.* 2007; Vargas-Vázquez *et al.* 2007). También existen estudios para la caracterización morfológica de la totalidad de las recolectas del Banco de Germoplasma de Frijol (Cárdenas *et al.* 1996), los cuales deben ser complementados, documentados y sistematizados para ofrecer un servicio más eficiente a los usuarios. Es necesario también unificar criterios y recursos, y complementar la diversidad genética del frijol entre las instituciones que cuentan con germoplasma de esta especie, para evitar duplicidades y la competencia por recursos.

Además de la conservación en bancos de germoplasma, en el país se han desarrollado proyectos de conservación *in situ* de la diversidad genética en los sistemas agrícolas tradicionales. El proyecto Milpa, financiado por la Fundación McKnight (Bye y Qualset 2002), analizó la importancia de la conservación de la diversidad genética en variedades criollas de maíz, frijol, calabaza y quelites. En este y otros proyectos existen resultados contradictorios debido a que algunos autores establecen la importancia de este sistema en la conservación y ampliación de la diversidad genética en algunas especies (Bye y Qualset 2002; Perales *et al.* 2003; Montes *et al.* 2005), pero también muestran evidencias sobre la pérdida de variabilidad en otras (p. ej. quelites).

Como parte de las estrategias de conservación y utilización de la diversidad *in situ*, se ha propuesto el mejora-

Cuadro 8.1 Accesiones en conservación *ex situ* de las especies abordadas en el capítulo, por institución

Código de institución	Taxón	Número total de accesiones	Institución
			Maíz
MEX0001	*Zea mays*	10 500	Estación de Iguala, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, INIFAP
MEX0002	*Zea mays*	22 137	Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo, CIMMYT
MEX0002	*Zea perennis*	162	Ídem
MEX0006	*Zea mays*	3 125	Banco Nacional de Germoplasma Vegetal, Depto. de Fitotecnia, Universidad Autónoma Chapingo, UACH
MEX0006	*Zea mays* subsp. *mexicana*	855	Ídem
MEX0008	*Zea mays*	2 322	Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, INIFAP
MEX0008	*Zea mexicana*	145	Ídem
MEX0008	*Zea* spp.	11 600	Ídem
MEX0022	*Zea mays*	9 988	Programa de Recursos Genéticos, Centro de Investigaciones Forestales y Agropecuarias, INIFAP
MEX0035	*Zea mays*	ND	Ídem
MEX0125	*Zea mays*	50	Instituto de Ecología de Alimentos, Universidad Autónoma de Tamaulipas, UAT
MEX0911	*Zea mexicana*	2	Ciencias Agropecuarias, Instituto de Ecología Aplicada de Guerrero, Ineagro
MEX0915	*Zea mays*	36	División de Ciencias Agronómicas, Universidad de Guadalajara, U de G
	Total maíz	**60 922**	
			Frijol
MEX0001	*Phaseolus* spp.	10 000	Estación de Iguala, Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas, INIFAP
MEX0006	*Phaseolus acutifolius*	1	Banco Nacional de Germoplasma Vegetal, Depto. de Fitotecnia, Universidad Autónoma Chapingo, UACH
MEX0006	*Phaseolus coccineus*	311	Ídem
MEX0006	*Phaseolus lunatus*	48	Ídem
MEX0006	*Phaseolus vulgaris*	342	Ídem
MEX0008	*Phaseolus acutifolius*	40	Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, INIFAP
MEX0008	*Phaseolus* spp.	10 600	Ídem
MEX0008	*Phaseolus vulgaris*	2 112	Ídem
MEX0021	*Phaseolus* spp.	ND	Facultad de Agronomía, Universidad Autónoma de Nuevo León, UANL
MEX0024	*Phaseolus acutifolius*	15	Instituto de Recursos Genéticos y Productividad, Colegio de Postgraduados, CP
MEX0024	*Phaseolus coccineus*	15	Ídem
MEX0024	*Phaseolus vulgaris*	5 210	Ídem
MEX0911	*Phaseolus lunatus*	5	Ciencias Agropecuarias, Instituto de Ecología Aplicada de Guerrero, Ineagro
MEX0915	*Phaseolus vulgaris*	70	División de Ciencias Agronómicas, Universidad de Guadalajara, U de G
	Total frijol	**28 769**	



Cuadro 8.1 [*concluye*]

Código de institución	Taxón	Número total de accesiones	Institución
			Aguacate
MEX0003	*Persea americana* var. *americana*	163	Unidad de Recursos Genéticos, Centro de Investigación Agrícola Bajío, INIFAP
MEX0003	*Persea americana* var. *drymifolia*	1	Ídem
MEX0003	*Persea cinerascens*	1	Ídem
MEX0003	*Persea indica*	1	Ídem
MEX0003	*Persea schiedeana*	1	Ídem
MEX0008	*Persea americana*	58	Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, INIFAP
MEX0008	*Persea* spp.	144	Ídem
MEX0009	*Persea americana* var. *americana*	163	Centro de Investigaciones Forestales y Agropecuarias, INIFAP
MEX0009	*Persea americana* var. *drymifolia*	1	Ídem
MEX0009	*Persea cinerascens*	1	Ídem
MEX0009	*Persea indica*	1	Ídem
MEX0009	*Persea schiedeana*	1	Ídem
MEX0935	*Persea* spp.	ND	Fundación Salvador Sánchez Colín, Ictamex
	Total aguacate	**536**	
			Nopal*
MEX0008	*Opuntia* spp.	335	Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, INIFAP, en San Luis de la Paz, Gto.
	Opuntia spp.	142	Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, INIFAP, en San Luis Potosí, S.L.P.
	Opuntia spp.	297	Universidad Autónoma Chapingo en Zacatecas, Zac., UACH
	Opuntia spp.	201	Centro del Bachillerato Tecnológico Agropecuario 138 de Villa Hidalgo, Zac., CBTA
	Opuntia ficus-indica	46	Universidad Autónoma de San Luis Potosí, UASLP
	Total de nopal	**1 021**	
			Agave
MEX0008	*Agave* spp.	7	Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, INIFAP
MEX0911	*Agave cupreata*	2	Ciencias Agropecuarias, Instituto de Ecología Aplicada de Guerrero, Ineagro
	Total de agave	**9**	

Datos obtenidos del Directorio de Colecciones de Germoplasma de Bioversity International (antes Instituto Internacional de Recursos Fitogenéticos) [Bioversity Directory of Germplasm Collection], en <*http://www.bioversityinternational.org/Themes/Genebanks/Germplasm_Collection_Directory/index.asp*>.

* Los datos de nopales provienen de Gallegos *et al.* 2004.

miento participativo como una opción para conservar la diversidad de diferentes especies vegetales (Aragón *et al.* 2000; Bye y Qualset 2002; Montes *et al.* 2005). El mejoramiento participativo favorece la adopción de variedades y permite que los agricultores participen en la capacitación sobre técnicas de mejoramiento y conservación de la diversidad genética (Aragón *et al.* 2000; Montes *et al.* 2005).

No es suficiente con conservar la diversidad genética de los frijoles domesticados, ya que también es necesario preservar la variabilidad genética en los frijoles silvestres debido a la importancia que tienen para el futuro del fitomejoramiento. Los frijoles silvestres corren el riesgo de ser "inundados" por genes de poblaciones domesticadas debido al alto flujo génico que se ha observado entre ambos tipos de poblaciones en áreas donde ocurren simultáneamente (Zizumbo-Villarreal *et al.* 2005; Martínez *et al.* 2007). Estudios sobre la dinámica evolutiva del frijol silvestre y del domesticado sugieren el incremento de la diversidad genética en las poblaciones domesticadas y su reducción en las silvestres (Papa *et al.* 2005). En las poblaciones de frijol silvestre se ha observado el desplazamiento de los alelos que confieren adaptación a condiciones adversas, derivado de un flujo de genes asimétrico, tres veces mayor desde las formas domesticadas hacia las silvestres. Lo anterior hace evidente el riesgo de introducción y cultivo de germoplasma domesticado del acervo andino y de variedades transgénicas en áreas donde crecen simpátricamente poblaciones silvestres y domesticadas (Papa y Gepts 2003; Payró *et al.* 2005; Zizumbo-Villarreal *et al.* 2005). Otro problema que enfrentan las poblaciones silvestres es la expansión de las áreas ganaderas, lo que ha provocado la pérdida de poblaciones silvestres de especies diversas, entre las que destaca el frijol (Lafón 2002).

Aun cuando la diversidad del frijol que existe naturalmente en México, junto con el mejoramiento genético y la variación de los sistemas productivos y los gustos de la población mexicana, ha favorecido la persistencia y ampliación de su diversidad genética en el país (Rosales *et al.* 2004, 2005), es necesario continuar los esfuerzos para mantener esta diversidad. Un reto para los científicos modernos es la recolección, caracterización y preservación de la diversidad genética presente en las formas silvestres y cultivadas del frijol común, la cual es utilizada en el mejoramiento genético de la especie. Por ello, es necesario avanzar en el inventario nacional del germoplasma silvestre y cultivado del género *Phaseolus*, que permita establecer el nivel actual de la diversidad genética del frijol en México.

El paso siguiente en la obtención y, en algunos casos, la actualización del inventario nacional de especies del género *Phaseolus*, consiste en el análisis de la diversidad genética en el frijol cultivado y silvestre de México. En el caso del frijol cultivado se tienen recolectas en varios estados de México entre 2001 y 2005, las cuales serán utilizadas en estudios moleculares para determinar la influencia de las variedades mejoradas en la diversidad genética de la especie. También se debe corroborar el estado actual de conservación de las poblaciones silvestres de frijol y analizar la diversidad genética remanente, debido a que algunas poblaciones de frijol silvestre han desaparecido por completo y en otras se han reducido significativamente el número de individuos, con la consecuente deriva genética.

Actualmente se está incrementando el número de recolectas en el Banco de Germoplasma de Frijol del INIFAP, en especial del tipo silvestre (Vargas *et al.* 2006). Sin embargo, una limitante importante es la escasez de recursos para financiar la caracterización y preservación de la diversidad genética del frijol, un prerrequisito central para su utilización en forma sistemática y eficiente. Este reto ha obligado a los curadores de los bancos de germoplasma a reducir costos y a buscar nuevas fuentes de recursos financieros. Es fundamental contar con un financiamiento adecuado y de largo plazo para la conservación de esta agrobiodiversidad.

8.4 Aguacate

México es uno de los países con amplia diversidad de tipos de aguacate y existen en el país al menos 20 diferentes especies emparentadas con el aguacate, *Persea americana* (Barrientos-Priego y López-López 2000). El concepto de razas ha sido utilizado para clasificar la diversidad del aguacate. En el país se reconocen tres razas: mexicana, antillana y guatemalteca (Barrientos-Priego y López-López 2000). Estas razas fueron clasificadas por Bergh y Ellstrand (Bergh y Ellstrand 1986) como variedades botánicas, quedando como *Persea americana* var. *drymifolia* la raza mexicana, *P. americana* var. *americana* la raza antillana y *P. americana* var. *guatemalensis* la raza guatemalteca. Desde la época prehispánica ha sido reconocida esta diversidad: ya en el Códice Florentino se mencionan tres tipos de aguacate: "aoacatl", "tlacacolaoacatl" y "quiloaoacatl", que de acuerdo con sus descripciones podrían corresponder a las tres razas mencionadas, cada una de las cuales presenta características morfológicas distinti-

vas (Barrientos-Priego y López-López 2000). Sin embargo, al no existir ninguna barrera genética para su cruzamiento (Bergh y Lahav 1996), existe una gran cantidad de híbridos con características mezcladas de las razas, lo que ocasiona problemas para su ubicación en una raza u otra.

Estudios morfológicos con base en taxonomía numérica (Rhodes *et al.* 1971; García e Ichikawa 1979), al igual que con isoenzimas (García y Tsunewaki 1977), muestran que existe una relación más estrecha entre las razas antillana y guatemalteca. Con el uso de marcadores RAPD se determinó que hay distancias genéticas similares entre las tres razas presentes en México (Fiedler *et al.* 1998). Utilizando esta misma técnica, se ha encontrado un índice de polimorfismo de 57.14% en la raza mexicana, 16.7% en la guatemalteca y 25% en la antillana (Huanosto *et al.* 2001). Chao *et al.* (2003) analizaron germoplasma recolectado principalmente en México (42 accesiones de la raza mexicana), proveniente de varios estados, y con el uso de marcadores AFLP encontraron gran diversidad aun dentro de la raza mexicana, lo que sugiere divisiones dentro de la misma. Otros estudios han mostrado que las tres razas son equidistantes (Bergh 1975; Bergh y Lahav 1996), lo cual ha sido corroborado con marcadores moleculares donde la similitud varió de 52.7 a 58.6 por ciento entre las tres razas (Fiedler *et al.* 1998). Al analizar microsatélites, Ashworth y Clegg (2003) encontraron conglomerados generales acordes con las actuales razas, sin embargo, indicaron que debido a la gran variación que se da por la hibridación entre estas, su estudio se dificulta. Sin embargo, los híbridos se pueden separar y diferenciar con RAPD (Fiedler *et al.* 1998), RFLP (Clegg *et al.* 1999) y AFLP (T. Chao, com. pers.).

Las razas de aguacate están distribuidas de acuerdo con la altitud y la presencia de zonas libres de heladas. Así, tenemos que en general la raza mexicana se encuentra por arriba de los 2 000 m de altitud (zona templada), la guatemalteca entre los 1 000 y 2 000 m (zona subtropical) y la antillana por debajo de los 1 000 m (zona tropical) (Bergh y Ellstrand 1986; Barrientos-Priego y López-López 2000). En cambio, los híbridos tienen una adaptación intermedia. Un ejemplo de esto último es el aguacate denominado Hass, que se considera un híbrido avanzado de las razas guatemalteca y mexicana, el cual se ha estimado que tiene entre 10 y 15 por ciento de genes de esta última raza (Bergh y Ellstrand 1986), lo que le confiere una mejor adaptación a zonas más templadas, como en el estado de Michoacán, en donde se puede encontrar desde los 1 500 hasta los 2 500 m de altitud (Gallegos 1983). El tipo de vegetación donde predomina la raza mexicana es de bosques de pino-encino, mientras que la raza guatemalteca se encuentra en los bosques mesófilos de montaña, y la antillana en el bosque tropical perennifolio, aunque solo se han encontrado pocos ejemplares de esta última en este tipo de vegetación natural (Barrientos-Priego *et al.* 1992).

El consumo de aguacate va desde la recolección en las selvas como lo hacen los indígenas lacandones (Kashanipour y McGee 2004) hasta los productos procesados. El aguacate está arraigado en la dieta del mexicano; se producen alrededor de 800 000 toneladas anuales y México es el primer productor mundial con poco más de la tercera parte del total global (aproximadamente dos millones de toneladas anuales en los últimos años). El cultivo del aguacate es muy importante como fuente de empleos e ingresos en el sector rural, ya que ocupa el séptimo lugar en el valor de la producción agrícola nacional y es estratégico para México por su alto impacto socioeconómico en la comunidad rural de 28 entidades productoras.

Parte de la diversidad del aguacate sirve para formar huertos familiares, de los cuales se seleccionan semillas para utilizarse en los viveros comerciales. Por ejemplo, en Michoacán son muy apreciadas las semillas de la población de Tingambato, cercana a Uruapan, que aseguran una fuente de variabilidad con una buena adaptación general a las condiciones regionales. En parcelas donde se desmonta el bosque en zonas serranas, generalmente los agricultores dejan árboles que les son de utilidad, entre estos los de aguacate, que en caso de producir frutos que sean de su agrado, los conservan en la parcela e incluso los llegan a comercializar en mercados locales. Esto es muy común en Los Altos de Chiapas, mientras que en otros estados como Michoacán, Puebla y México, es común encontrar árboles de aguacate “criollo” en los bordes de los linderos o parcelas de cultivo, cuyos frutos son usados para autoconsumo y donde las hojas son muy apreciadas como condimento, ya sea en tamales, sopas, guisos con frijoles y mixiotes, entre otros platillos. También es común que algunas familias siembren en sus huertos o traspatios semillas de frutos que les gustan, contribuyendo así a la aparición de nuevas variedades. El uso del aguacate y de *Persea schiedeana* (chinini) para dar sombra en los cafetales de México es común (Soto-Pinto *et al.* 2000), aunque también se pueden comer los frutos y utilizar los troncos como madera.

Gracias a su diversidad, los programas de mejoramiento genético se han abocado a dos objetivos principales: obtener nuevas variedades cultivadas y seleccionar por-

tainjertos.[3] En el país, solamente dos instituciones están realizando mejoramiento genético: el INIFAP y la Fundación Salvador Sánchez Colín-Cictamex, en colaboración con la Universidad Autónoma Chapingo. En Nayarit, el INIFAP está seleccionando portainjertos tolerantes a la sequía y a una enfermedad denominada "tristeza del aguacatero", causada por el hongo *Phytophthora cinnamomi*, para lo cual se ha usado germoplasma de las tres razas de aguacate de diferentes regiones del país. Como resultado de este programa, ya se tienen portainjertos tolerantes a sequía y resistentes a *P. cinnamomi*. En el caso de Cictamex y la UACH se están seleccionando portainjertos resistentes a *P. cinnamomi* y la base genética utilizada principalmente es de germoplasma de la raza mexicana proveniente de todo el país. También se está utilizando germoplasma de las razas mexicana y guatemalteca para hacer cruzamientos, con el fin de buscar variedades cultivadas de mejor calidad y que se produzcan fuera de temporada, así como aguacates para la industria, por ejemplo con mayor contenido de ácido oleico (ácido graso de alta calidad).

Como parte de la colaboración entre el Consejo Nacional de Productores de Aguacate (Conapa) y la Red de Aguacate del Sistema Nacional de Recursos Fitogenéticos para la Alimentación y la Agricultura (Sinarefi), se ha propuesto elegir criollos regionales de aguacate de Michoacán para emplearlos como fuente certificada para la producción de plantas de aguacatero; con tal fin se ha llevado a cabo la búsqueda y recolecta de individuos con características adecuadas para viveros.

Aun cuando no existe ningún programa institucional de seguimiento a la diversidad del aguacate y especies afines en el país, se pueden señalar algunas tendencias que han venido ocurriendo durante los últimos 30 años en varias zonas con respecto al aguacate criollo. En las zonas productoras más importantes de Michoacán ha disminuido la producción de aguacates criollos, al injertarlos con la variedad Hass, la cual es usada en 90% de los huertos en México. Esto ha traído como consecuencia una gran pérdida de germoplasma (aun cuando siempre existe la posibilidad de rescatar el portainjerto criollo con una poda severa). La expansión de la variedad Hass está ocurriendo cada día más en el país debido a su valor comercial, aun en zonas "tradicionales" como Chiapas.

En zonas productoras como las de Michoacán se están eliminando árboles criollos debido a que son hospederos de barrenadores de "huesos" y ramas. La presencia de estas plagas pone en peligro la certificación fitosanitaria necesaria para exportar a Estados Unidos, por lo que se han emprendido grandes campañas para eliminarlas. Estas acciones contribuyen a erosionar el germoplasma de esas zonas, el cual es abundante para la raza mexicana. Otra situación que está mermando las variedades criollas y poblaciones naturales de aguacate es la introducción de *P. cinnamomi*, ya que el aguacate es muy susceptible a este hongo; por ejemplo, hay regiones que eran famosas por sus criollos, como Atlixco, anteriormente la principal zona productora en el país —donde siempre se ha sabido que existía una gran variación genética (Anderson 1950)— y que sin embargo ha sido devastada por esa enfermedad. Esta también se ha detectado en relictos de vegetación natural en Huatusco, Veracruz, donde crecen el aguacate y especies afines (Violi *et al.* 2006).

La deforestación es otro factor que ha contribuido a la reducción de la diversidad del aguacate. Este cultivo y varias especies relacionadas crecen en bosques y selvas; en el caso de Los Altos de Chiapas se sabe que en los bosques crecen *Persea americana* var. *guatemalensis*, *P. steyermarkii*, *P. nubigena* y *P. schiedeana* (Barrientos-Priego *et al.* 1992); de hecho, el género *Persea* se considera como indicador del bosque mesófilo de montaña (Cayuela *et al.* 2006). Por ejemplo, se estima que en Los Altos de Chiapas quedan actualmente entre 3 700 y 5 250 hectáreas de este tipo de bosque, cifras que contrastan con las 40 000 hectáreas obtenidas por el Inventario Forestal Nacional de México del año 2000 (Cayuela *et al.* 2006). Los factores que contribuyen a la deforestación son la conversión a pastizales para ganado y la extracción de madera (Ramírez-Marcial *et al.* 2001).

Desde los años cincuenta ha habido esfuerzos destinados a establecer y mantener bancos de germoplasma, no todos ellos exitosos. En los años setenta se realizaron exploraciones y recolectas por el entonces INIA (Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas, antecesor del INIFAP) que se depositaron en Celaya, Guanajuato, con lo que se conformó un banco de germoplasma que aún existe (Ireta 1977; García e Ichikawa 1979). En los años noventa, investigadores de Cictamex y la UACH realizaron recolectas en México y el extranjero, formando lo que es actualmente el banco de germoplasma más diverso de México (Ben-Ya'acov *et al.* 1992). El Centro Regional Universitario de Occidente (CRUO) de la UACH también realiza recolectas en Veracruz (Escamilla-Prado *et al.* 1992), mientras que el INIFAP, a finales de los años noventa, llevó a cabo exploraciones en el país recolectando principalmente individuos de la raza mexicana con amplia diversidad y como material de propagación de semillas en 97% de lo recolectado (Sánchez-Pérez 1999).

Como parte de las acciones de la Red de Aguacate del Sinarefi se decidió crear el Depositario Nacional de Germoplasma de Aguacate mediante un acuerdo entre el INIFAP y la Fundación Salvador Sánchez Colín-Cictamex, el cual albergará un total de 500 accesiones, más las que se lleguen a recolectar, incluyendo no solo *Persea americana*, sino muchas especies del género y otras afines.

Desafortunadamente, la conservación *ex situ* de aguacate ha enfrentado problemas fitosanitarios, técnicos en algunos casos, y de falta de interés institucional, que se han traducido en pérdidas de accesiones. En el CRUO, ataques de *P. cinnamomi* y *P. citricota*, detectados recientemente (Violi *et al.* 2006), han mermado la colección que contaba con 84 accesiones y que actualmente llegan a alrededor de 10. Sin embargo, esto ha dado la oportunidad de observar individuos con resistencia a estas enfermedades, ya que han pasado más de 10 años en esas condiciones. También se ha perdido gran parte de las recolectas que el INIFAP hizo en Michoacán en los años noventa debido a que no se conservaron en las condiciones adecuadas y por falta de recursos. Un banco de germoplasma del Colegio de Posgraduados en Atlixco, que llegó a albergar 76 accesiones, principalmente de portainjertos con alta tolerancia a estrés biótico y abiótico, fue cerrado en 1997 por falta de interés institucional (Borys *et al.* 1993). Afortunadamente se logró rescatar y propagar dicho germoplasma, y hoy día hay 34 accesiones en la Universidad Autónoma de Nayarit (Salazar-García *et al.* 2004). Todos los esfuerzos de conservación de la diversidad, y sobre todo la *ex situ*, requieren un compromiso institucional y fuentes de financiamiento. Al respecto, en los últimos cuatro años la Sagarpa ha destinado, por conducto del Sinarefi y específicamente de la Red de Aguacate, recursos para el mantenimiento parcial de tres bancos de germoplasma; de estos, los dos más ricos en diversidad convinieron en ser los depositarios nacionales del germoplasma de aguacate.

De alguna forma, la conservación *in situ* se está llevando a cabo en algunas áreas del país. Existen zonas protegidas que albergan especies de *Persea,* entre ellas la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, donde crece *Persea hintonii* (Figueroa-Rangel y Olvera-Vargas 2000). Otras reservas, en las que se encuentran también otras especies de *Persea*, son las de Pico de Orizaba y Los Tuxtlas (Veracruz), Benito Juárez (Oaxaca), El Triunfo, Palenque, Lagunas de Montebello y Lacantún (Chiapas). Sin embargo, Lorea-Hernández (2002) reportó que solo las reservas de Los Tuxtlas y El Triunfo incluyen bosque mesófilo de montaña que alberga a *Persea americana*, por lo que es importante que se creen otras áreas protegidas en el país que incluyan este tipo de vegetación en estados como Oaxaca, Puebla o Guerrero, o se aumente lo existente en Los Altos de Chiapas. Otra opción es promover granjas forestales con diversidad, como lo está haciendo El Colegio de la Frontera Sur en Chiapas (De Jong *et al.* 2006), donde ya se tienen parcelas de muestra para que los indígenas adopten un modelo conservacionista y lo aprovechen. Otra forma de conservación se ve en los cafetales (Moguel y Toledo 1999), que en muchos casos tienen una riqueza amplia que incluye aguacate y *Persea schiedeana*, y también en huertos familiares.

El futuro de la diversidad del aguacate, particularmente de tipos criollos regionales con escaso valor comercial, no es promisorio. Estos tipos dominaban la mayoría de las huertas del país hasta mediados de los años sesenta. Actualmente, 90% de la producción comercial se basa en la variedad Hass cultivada, y considerando que más áreas se suman al esquema de certificación con fines de exportación, las expectativas que enfrentan los aguacates criollos no son alentadoras, ya que poco a poco empezarán a desaparecer, ya sea por eliminación o reemplazo por flujo de genes. Por otra parte, los bosques y selvas donde crecen las especies de *Persea* se han reducido drásticamente y con ello ha aumentado la erosión genética. Se requiere un esfuerzo coordinado y de inversión para mantener esta diversidad, ya que las colecciones *in vivo* en bancos de germoplasma en campo son costosas, por lo que se deben llevar a cabo estudios de inventario y de planeación para realizar exploraciones y recolectas con el fin de conservar la diversidad.

8.5 Nopal

La diversidad del género *Opuntia* se estima actualmente en 76 especies (Guzmán *et al.* 2003). Un análisis corológico de Tamayo (1988), con base en 65 especies de distribución restringida a cuatro o menos unidades geográficas, reveló dos patrones de distribución del género: patrón 1, sursureste de México, con tres regiones: Golfo (una especie de *Opuntia*), sur de México (10 especies) y Chiapas (3); patrón 2, centro-norte de México, con cinco regiones: Altiplanicies (24), Altiplanicies-Sierras Madre (4), Altiplanicies-Noreste de México (3), Altiplanicie Septentrional-Noroeste de México (6) y Noroeste de México (14). Las regiones con mayor riqueza de endemismos son Altiplanicie Meridional (16), Baja California (6), Altiplanicie Septentrional (5) y Planicie Costera No-

roccidental (5) (Reyes-Agüero *et al.* 2005). El hábitat de la mayor parte de las especies silvestres de *Opuntia* es el de matorrales xerófilos; en algunos de estos matorrales, las especies de nopales son dominantes fisonómicos y constituyen los matorrales crasicaules de *Opuntia* o nopaleras. En la Altiplanicie Meridional hay nopaleras de *O. leucotricha*, de *O. robusta* y de *O. streptacantha*; en las cuencas del Papaloapan y del Balsas es posible observar matorrales de *O. macdougaliana* y de *O. huajuapensis* (Rzedowski 1978).

Además de las especies silvestres, existen los tipos cultivados de *Opuntia* que pertenecen a varias especies. En la Altiplanicie Meridional se registraron 126 y 243 cultivares, que corresponden a 18 especies (Reyes-Agüero *et al.* 2005; Reyes-Agüero *et al.* en prensa). Estas variantes carecen de reconocimiento taxonómico como subespecies o variedades; solo se registran como cultivares (Reyes-Agüero *et al.* en prensa).

Las principales especies con tipos cultivados son *O. megacantha* (33 cultivares), *O. albicarpa* (22), *O. ficus-indica* (15) y *O. streptacantha* (12) (Reyes-Agüero *et al.* en prensa). La mayor parte de esta riqueza se localiza en los solares de las casas rurales. De esos solares, a partir de la década de los años cincuenta, se obtuvieron los cultivares que ahora cubren unas 66 000 hectáreas de plantaciones comerciales para la producción de tuna en las regiones de Villanueva (Puebla), San Martín de las Pirámides (Estado de México), Actopan (Hidalgo) y Pinos (Zacatecas). Los principales cultivares en estas plantaciones son 'Reina', 'Burrona', 'Cristalina', 'Esmeralda' y 'Gavia', de *O. albicarpa*; 'Blanca Victoria', de *O. hyptiacantha*; 'Amarilla Montesa', 'Naranjona', 'Pico Chulo' y 'Torreoja' de *O. megacantha*. También hay unas 1 300 hectáreas de plantaciones para la producción de xoconostles; los cultivares utilizados son 'Xoconostle de Las Pirámides', 'Xoconostle Blanco' y 'Xoconostle Agrio', de *O. joconostle*, y 'Cuaresmeño', de *O. matudae*. Asimismo, solo en Milpa Alta, en el Distrito Federal, se estima que hay más de 25 000 hectáreas de plantaciones para nopalito; además, existen miles de pequeñas parcelas con nopalito dispersas en el centro-norte y norte de México. El cultivar más extendido de nopalito es 'Amarilla de Milpa Alta', de *O. ficus-indica*; también hay plantaciones de los cultivares 'Copena V1', 'Copena F1' y 'Atlixco', de la misma especie; en Valtierrilla, Guanajuato, se cultiva comercialmente el híbrido *O. undulata* × *tomentosa*, y en la región de Tequila, Jalisco, se cultiva *O. undulata*, utilizadas también para la producción de nopalito (Fernández *et al.* 2000; Cuevas *et al.* 2001; Gallegos *et al.* 2003; Hernández y Flores 2004; Flores 2001). Se estima que hay en México unos 20 000 propietarios de plantaciones comerciales de nopal (Méndez y García 2006). Prácticamente en cada casa rural de la Altiplanicie Meridional y de otras regiones del país existe al menos una planta de *Opuntia*. Esta riqueza de variantes silvestres y cultivadas de nopal se expresa, por ejemplo, en frutos de tonalidades desde verde-amarillo (2.5GY en la escala Munsell) hasta rojo-púrpura (5RP); en frutos con maduración temprana, en abril, y tardía, en diciembre (Gallegos *et al.* 2003), y con una dulzura de 1.74 a 18.92 °Brix (Reyes-Agüero *et al.* 2005). En el caso de las cáscaras de xoconostle, su pH va desde 2.9 hasta 4.5 (García-Pedraza *et al.* 2005).

En relación con la caracterización genética del nopal, se han realizado ensayos para la extracción de ADN (Mondragón *et al.* 2000), así como análisis para determinar la expresión diferencial de proteínas en pulpa y cáscara de la tuna en diferentes estadios de maduración, y también sobre ingeniería genética para transferir genes deseables a *Opuntia* (Silos *et al.* 2002a, b). En estos trabajos se observó un considerable número de proteínas (no se menciona el número preciso) con expresión diferencial durante el proceso de maduración. Por otro lado, con el sistema natural de transformación genética mediante *Agrobacterium tumefaciens* se obtuvo una metodología para la integración de genes al genoma del nopal. Otros autores han amplificado el ARN (Esparza *et al.* 2004) y han estudiado los patrones electroforéticos de ARN (Macías *et al.* 2004); asimismo, se ha explorado el patrón de polimorfismos en ADN de diferentes cultivares de nopal (Macías *et al.* 2004). En relación con el ARN amplificado, es muy similar en tamaño entre los cultivares de *Opuntia* que analizaron los autores; del mismo modo, en otros 22 cultivares analizados en los que se revisaron los polimorfismos de ADN, tampoco se encontraron diferencias significativas entre cultivares, pues la longitud del ADN amplificado fue similar. En resumen, el nopal está prácticamente excluido de las plantas de interés para el desarrollo de aplicaciones biotecnológicas por la relativamente escasa importancia económica de sus productos, además de que su manipulación es compleja y su genoma difícilmente se consideraría como modelo, sin embargo, los estudios señalados y varios más son la base para futuros esfuerzos en ese campo (Mondragón 2004).

El nopal es una planta utilizada y consumida por los mexicanos desde tiempos inmemoriales. Se sabe de las poblaciones indígenas de origen chichimeca del Gran Tunal, una gran extensión casi continua de nopaleras que cubría porciones de los actuales estados de San Luis Po-

tosí, Zacatecas, Guanajuato y Jalisco, las cuales cultivaban dicho producto. Dichas nopaleras fueron exterminadas después de la conquista y colonización de la Altiplanicie Meridional en el siglo XVI, con lo que se perdió una gran riqueza biológica y cultural. Sin embargo, una parte de esa herencia chichimeca probablemente persistió en los colonizadores mesoamericanos y españoles, y en los mestizos a los que dieron lugar. Con este mestizaje y sedentarización surgieron los solares. En ellos se desarrolló una gran cantidad de tipos cultivados (véase más adelante). Es decir, de la interacción de *Homo sapiens* y *Opuntia* se obtuvo una gran riqueza de cultivares.

La cultura del nopal y la tuna aún existe y tiene gran importancia económica. Los nopales se aprovechan de diversas maneras, que incluyen la obtención de frutos de pulpa dulce (*O. albicarpa*, *O. cochinera*, *O. hyptiacantha*, *O. leucotricha*, *O. megacantha*, *O. robusta* y *O. streptacantha*), frutos con cáscara ácida (*O. durangensis*, *O. joconostle*, *O. leucotricha*, *O. matudae*), variantes para recolectar nopalitos (*O. ficus-indica*, *O. fuliginosa*, *O. hyptiacantha*, *O. leucotricha*, *O. robusta*, *O. streptacantha*), así como para obtener forraje (*O. azurea*, *O. neochrysacantha*, *O. cantabrigiensis*, *O. cochinera*, *O. guilanchi*, *O. leucotricha*, *O. macrocentra*, *O. macrorhiza*, *O. microdasys*, *O. rastrera*, *O. robusta* y *O. streptacantha*). Además, se tienen registros de otros usos: para "humanizar"[4] el ambiente del solar, para la elaboración de alimentos y bebidas para humanos (jugo, melcocha, queso de tuna, jarabe, colonche, vino), como pienso para ganado, ornamento, medicina (diurético, antidiabético, *buffer*, para inmovilizar extremidades fracturadas), colorante (betalaninas, cría de la cochinilla para obtener ácido carmínico) y material para construcción (cercos para corrales, fijador de pintura en muros). Se utiliza asimismo para disminuir los efectos de la erosión, en construcción de terrazas, en cercos para delimitar propiedades y en barreras rompevientos (Flores y Aguirre 1979; Figueroa 1984; Puente 2004).

La importancia económica que ha adquirido el nopal en México, sus numerosas variantes útiles, su amplia variación morfológica y el interés de los fitomejoradores motivó a varios autores (Peralta 1983; Colunga *et al.* 1986; Mondragón 2002; Reyes-Agüero *et al.* 2005) a estudiar su variación morfológica. Al respecto se tienen buenos avances en la caracterización morfológica de los cultivares, pero aún falta mucho por hacer. Sobre todo, falta normalizar la nomenclatura científica, incluyendo los cultivares. Según Mondragón (2004), existen programas de fitomejoramiento en el Colegio de Posgraduados para la producción de tuna sin semillas y fuera de temporada, y en el INIFAP para mejorar la calidad de la tuna y ampliar la época de cosecha.

No se conocen con precisión los cambios que han ocurrido en la diversidad en las últimas décadas y solo se tienen indicios. Algunas especies están en alguna categoría de amenaza de extinción biológica, como *O. chaffeyi*, *O. excelsa*, *O. pachyrrhiza* y *O. rufida* (Hernández y Godínez 1994; Hernández y Bárcenas 1996). De acuerdo con Zimmermann *et al.* (2001), existe un peligro potencial para varias poblaciones de nopal por la posible llegada al país de *Cactoblastis cactorum*. Esta palomilla sudamericana ha sido usada para controlar biológicamente a *Opuntia*, pues en varias partes del mundo (Australia, Sudáfrica, el Caribe) el nopal se considera una plaga. Soberón *et al.* (2001) indican que las principales áreas de afectación potencial por *C. cactorum* son la zona costera del Golfo de México y el Caribe, y parcialmente la costa del Pacífico, en particular Nayarit y Sinaloa. Así, las poblaciones naturales de *Opuntia* más expuestas a este riesgo potencial en la primera zona serían *O. decumbens*, *O. dillenii*, *O. engelmanii*, *O. humifusa*, *O. macrorhiza*, *O. pubescens*, y en el Pacífico lo serían *O. ferocantha*, *O. hitchcocki*, *O. rileyi*, *O. robinsonii*, *O. spaguei* y *O. wilcoxii*. Pero igual o más preocupante que la extinción biológica es la pérdida de la cultura del nopal. Un análisis más sistemático de la pérdida de esta riqueza requeriría revisar, por ejemplo, los escritos, los especímenes y las rutas de exploradores como David Griffiths, quien recorrió la Altiplanicie Meridional recolectando nopales entre los siglos XIX y XX. Actualmente, la apreciación de la gente del campo es que la riqueza de cultivares disminuye; con frecuencia hablan de variantes de nopal que conocieron en sus respectivas infancias y que en tiempos recientes ya no han observado. La irregularidad de la nomenclatura común dificulta apreciar la pérdida de riqueza de cultivares. El nombre común para un cultivar suele cambiar, incluso en una misma localidad y, por supuesto, de localidad en localidad; además, son vueltos a nombrar con fines comerciales. Se aprecia en el campo el abandono de solares debido a la emigración rural. Durante el trabajo de campo de Reyes-Agüero *et al.* (2005), varios de los solares visitados estaban en casas habitadas por personas mayores de 65 años, cuyos hijos y nietos ya vivían en ciudades. Así, al parecer, estamos ante una segunda pérdida del acervo cultural.

Se han realizado intentos por documentar y preservar la riqueza biológica de *Opuntia*. Se han conservado ejemplares de cultivares, principalmente en plantaciones

experimentales. Las colecciones que ha estado financiando el Servicio Nacional de Inspección y Certificación de Semillas (SNICS) de la Sagarpa, por medio de la Red de Nopal, son cinco: en el Centro del Bachillerato Tecnológico Agropecuario 138 de Villa Hidalgo, Zacatecas (201 accesiones), en las instalaciones de la Universidad Autónoma Chapingo (UACH) en la ciudad de Zacatecas (297), en la Universidad Autónoma de San Luis Potosí (UASLP) y en los campos del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP) en San Luis de la Paz, Guanajuato (335) y en la ciudad de San Luis Potosí (142). Otras colecciones de nopal son las de la UACH en sus instalaciones de Chapingo, Estado de México, y en Bermejillo, Durango, y la del INIFAP en sus campos de Calera, Zacatecas; Pabellón, Aguascalientes, y Tecamachalco, Puebla. El número de plantas en cada colección varía de 90 a 240. Existen colecciones de plantas vivas en Estados Unidos, Sudáfrica, Italia y Brasil (Gallegos *et al.* 2004; Mondragón 2004). Se han conservado ejemplares de especies silvestres, principalmente en jardines botánicos de instituciones como la UNAM. También se tienen colecciones de especímenes en los herbarios de la UNAM (2 610 especímenes), el IPN (577), la Universidad de Guadalajara (553), la UASLP (464), el Instituto de Ecología, A.C. (216), y en la UACH (99). En tiempos recientes, el SNICS de la Sagarpa, por medio de la Red de Nopal, ha puesto énfasis en la conservación y el registro de la riqueza biológica del nopal. También ha financiado proyectos para exploración botánica, preparación de catálogos, mantenimiento de plantaciones experimentales, estudios moleculares y fitogeográficos y publicaciones; el SNICS registró ante la International Union for the Protection of New Varieties of Plants los 32 principales cultivares de *Opuntia* (Gallegos *et al.* 2004).

8.6 Agave

El género *Agave* es endémico de América. En México crecen 150 de sus 200 especies, más 36 taxa infraespecíficos (García-Mendoza 2002). Con 75% de las especies del género, México no es solo su centro de mayor riqueza, sino también su centro de domesticación (Gentry 1982). Su historia de diversificación bajo cultivo y selección humana, la cual comenzó hace 9 000 años por lo menos (Callen 1965), puede dividirse en tres grandes periodos de acuerdo con el uso que ha definido, en primera instancia, los criterios de selección de las variedades durante cada etapa: *1*] alimento, *2*] bebidas fermentadas y *3*] bebidas destiladas (mezcales). El aprovechamiento de sus fibras ha guiado la selección de variantes específicas a lo largo de los tres periodos (Colunga-GarcíaMarín y Zizumbo-Villarreal 2006). Las variedades cultivadas de forma tradicional o comercial durante los 9 000 años que lleva su aprovechamiento en México no han sido descritas académica o legalmente, por lo que las unidades taxonómicas más utilizadas para describir la diversidad de estos recursos fitogenéticos en México han sido, hasta ahora, especie, subespecie y variedad botánica.

Aunque su diversidad agromorfológica a nivel infraespecífico ha sido poco estudiada, existen indicios de que durante su utilización se han generado gran cantidad de variantes.[5] En un estudio realizado en las estribaciones de los volcanes de Colima (sur de Jalisco), en el que se analizó la diversidad de agaves cultivados para producir bebidas destiladas (mezcales), se encontraron más de 20 cultivares tradicionales de los cuales hay evidencia de su diferenciación agromorfológica y genética (Colunga-GarcíaMarín y Zizumbo-Villarreal 2006; Vargas-Ponce *et al.* 2007, 2008). Los resultados de estos estudios indican que es posible suponer que los nombres comunes de las variedades tradicionales pueden usarse como un indicador de su diversidad agromorfológica. Con base en este supuesto, Colunga-GarcíaMarín *et al.* (2007) infieren que hay alrededor de 832 variedades tradicionales de agaves usadas en México como alimento animal, alimento humano, bebidas fermentadas, bebidas destiladas y fibra. Esta inferencia la realizan a partir de los resultados obtenidos en la revisión de 180 fuentes bibliográficas y ocho herbarios, en donde encontraron 832 nombres asignados tradicionalmente a 98 taxa (Gentry 1982). Entre estos hay 72 especies, 13 subespecies y 13 variedades que reciben estos usos. Es necesario confirmar esta cifra ya que puede representar una estimación errónea de los datos. Estudios regionales a profundidad seguramente incrementarían el número de variedades tradicionales en ciertas regiones. Su revisión taxonómica también podría incrementar el número de taxa en ciertas áreas, y establecer sinonimias que lo disminuirían en otras.

Los estudios sobre su diversidad genética también son escasos. Los datos disponibles indican que las variedades cultivadas tradicionalmente mantienen una diversidad genética similar a la encontrada en poblaciones silvestres (Vargas-Ponce *et al.* 2008). En contraste, en las poblaciones manejadas en plantaciones comerciales su diversidad ha disminuido cada vez más, hasta llegar prácticamente a la homogeneidad genética. Esta tendencia ha sido favorecida por la posibilidad de propagar vegetativamente las

variedades seleccionadas y, más recientemente, por la utilización de técnicas de propagación clonal. Tal es el caso del henequén (Galindo-Jaimes *et al.* 2004) y el agave tequilero (Gil-Vega *et al.* 2006).

En México, las especies de agave se distribuyen de manera natural, desde el nivel del mar hasta los 3 000 m, con una marcada abundancia entre los 1 000 y 2 000 m. Se encuentran en todos los estados con excepción de Tabasco. Crecen en dunas costeras, matorrales xerófilos, selvas bajas caducifolias, bosques de pino-encino e incluso en los bosques mesófilos de montaña. Las regiones de mayor riqueza de especies son el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, la Sierra Madre Occidental, la zona árida entre Tamaulipas y San Luis Potosí, la zona árida hidalguense, el Eje Neovolcánico en los límites de Michoacán y el Estado de México, el centro de Jalisco, las montañas de Oaxaca y Chiapas, y los límites de la Altiplanicie y la Sierra Madre Oriental (García-Mendoza 1995). Las áreas de mayor riqueza en variantes cultivadas están aún por definirse.

La mayor parte de la diversidad de los recursos genéticos del género es utilizada por los agricultores tradicionales, tanto para autoconsumo como para comercialización. Solo unos cuantos agricultores y compañías la utilizan con fines comerciales sin hacer un consumo directo de ella. Los agricultores tradicionales generalmente emplean una gran cantidad de variedades locales y mantienen una amplia base genética de ellas. Las agroindustrias, en contraste, hacen un uso muy restringido de la diversidad y mantienen una base genética estrecha. En un estudio en el sur de Jalisco, por ejemplo, Colunga-GarcíaMarín y Zizumbo-Villarreal (2006) encontraron que un solo productor mantenía 11 variedades mezcaleras dentro de su parcela, mientras que en la misma zona, y en toda su área de distribución, la agroindustria del tequila solo utiliza la variedad azul de *A. tequilana*. Lo mismo ocurre en la agroindustria henequenera, que solo utiliza la variedad tradicional *sac ki* de *A. fourcroydes*.

El único híbrido conocido, producto de un programa de mejoramiento de cruzas y retrocruzas, es el H11648, cultivado en Tanzania para la producción de sisal en África oriental (Lock 1962). En México, este híbrido no se ha utilizado con éxito, y tampoco se han desarrollado programas de mejoramiento equivalentes. Instituciones como CIATEJ, CICY, Cinvestav, la UACH, y empresas como Tequila Sauza, están financiando programas de mejoramiento del henequén y el tequila seleccionando líneas elite y propagándolas a escala muy pequeña. Dada la estrecha base genética de estos cultivos, debido a su propagación vegetativa, se está buscando incrementar su diversidad por medio de técnicas biotecnológicas. Estos programas no contemplan la utilización de la diversidad existente en los acervos genéticamente cercanos, como los parientes silvestres y otros cultivares derivados del mismo acervo ancestral.

Dado que muy poco del germoplasma disponible en este género ha pasado a un cultivo comercial, es de esperarse que sus niveles de diversidad se hayan mantenido altos. Dos estudios ilustran el cambio en los niveles de diversidad cuando los cultivos han pasado del cultivo tradicional, con una amplia gama de criterios de selección, al comercial, con criterios estrechos. El cultivo del henequén en Yucatán pasó, de principios del siglo XX a los años ochenta, de ocho a tres variantes cultivadas, una de ellas prácticamente extinta y otra con una densidad sumamente baja (Colunga-GarcíaMarín y May-Pat 1993). De forma similar, el cultivo del agave tequilero en Amatitán-Tequila, Jalisco, pasó, en ese mismo periodo, de nueve a cinco variantes cultivadas, con el predominio prácticamente exclusivo de la variedad azul (Valenzuela-Zapata 1994).

Las acciones de generación y conservación de la diversidad han estado a cargo, principalmente, de los agricultores tradicionales, quienes la mantienen en sus parcelas mediante la selección continua de germoplasma silvestre, el manejo de poblaciones del gradiente silvestre-domesticado y la conservación de cultivares antiguos, como ha sido documentado para el germoplasma mezcalero en el sur de Jalisco (Colunga-GarcíaMarín y Zizumbo-Villarreal 2006).

Instituciones como la UNAM, el CICY, el INIFAP (García-Mendoza 1998; Paz *et al.* 2002; Colunga-GarcíaMarín 2004) y la Universidad de Guanajuato, y empresas como Tequila Sauza, han mantenido desde hace años colecciones vivas en sus jardines botánicos o en sus colecciones de trabajo. De igual forma, el CICY y la UACH han mantenido colecciones *in vitro* de germoplasma de henequén, mezcaleros y tequileros. El Sistema Nacional de Recursos Fitogenéticos (Sinarefi) de la Sagarpa ha intentado coordinar y auspiciar estos esfuerzos por medio de la creación de una Red de Agaváceas y el financiamiento de proyectos. Dicha red, en su estrategia 2005-2006 (Parra 2005) estableció la conservación *in situ* y la *ex situ* como acciones prioritarias. Estos esfuerzos, sin embargo, solo han cristalizado parcialmente, debido sobre todo a la falta de recursos económicos.

Dada la dinámica de utilización y conservación observada a la fecha, se espera que una parte de los agricultores tradicionales continúe favoreciendo y manteniendo

una alta diversidad en sus cultivos, mientras que las agroindustrias y las políticas estatales continúen favoreciendo una reducción de la misma. Los agricultores tradicionales que se encuentran bajo una fuerte presión tanto de las agroindustrias como de las políticas estatales pueden perder parte de la diversidad generada. Esto fue lo que ocurrió con el henequén en la Península de Yucatán y el agave tequilero en el área de Amatitán-Tequila durante el siglo pasado.

La conservación y generación de nuevo germoplasma será relevante para el futuro de las industrias que cobran cada vez más importancia, como la de los mezcales y la del tequila, y que ya han enfrentado problemas fitosanitarios debido a la homogeneidad genética de los cultivos. Se requiere, sin embargo, un cambio en su enfoque productivo y legal, que busque la diversificación en lugar de la homogenización.

8.7 Conclusiones

Se presenta una serie de temas comunes al revisar la diversidad de los cinco grupos de especies comentados en este capítulo. Obviamente, hay una gran diversidad tanto agromorfológica como genética en estos grupos, lo cual no es sorprendente dado que nuestro país es centro de domesticación y diversidad para ellos. Esta diversidad ocurre tanto a nivel interespecífico (diferentes especies, generalmente dentro de un mismo género) como infraespecífico (distintos tipos o variedades dentro de una especie). Esta diversidad incluye no solo especies domesticadas y sus variantes, sino también parientes silvestres que contribuyen al "*pool*" de germoplasma existente. El concepto de raza es comúnmente utilizado en varios de estos grupos para describir y clasificar la diversidad infraespecífica con base en similitudes y diferencias agromorfológicas (y aun bioquímicas como es el caso del frijol), aunque aun dentro de una raza existe gran variación a este respecto. Con el advenimiento de marcadores moleculares se ha avanzado en el análisis y la comprensión de la diversidad genética de estas especies en casi todos los grupos estudiados. Los datos moleculares confirman la gran diversidad existente, pero en muchos casos difieren de la visión dada por los análisis agromorfológicos, ya que muestran gradientes de variación más que grupos discretos. En general, los datos moleculares muestran patrones de aislamiento por distancia, indicando la importancia del flujo génico y la hibridación en los patrones de diversidad, aunque claramente esto depende del sistema reproductivo (p. ej. especies predominantemente alógamas como el maíz *versus* autógamas como el frijol) y de la historia de vida de las especies en cuestión (p. ej. árboles de aguacate *versus* plantas anuales como el maíz). En general, los patrones de diversidad están altamente asociados con patrones espaciales, como altitud (maíz y aguacate) o distribución de precipitación (nopales y agaves).

Aun cuando el ambiente y la biología de estas especies son claves para entender su diversidad, en las especies domesticadas de los grupos estudiados esta no puede ser entendida del todo sin referirse a los seres humanos. Ellos domesticaron estas especies, y gracias a sus intereses, preferencias, acciones y creencias culturales han contribuido a diversificarlas, moviéndolas en ambientes distintos, sembrándolas en diversos lugares y dándoles usos distintos. En general, son los pequeños agricultores del país, en su mayor parte indígenas y campesinos, los que continúan manteniendo esta diversidad en sus campos, solares, huertas y plantaciones. Sin embargo, esta diversidad no solo es patrimonio de estos agricultores, sino del pueblo mexicano, ya que está íntimamente asociada con la cultura culinaria del país y sobre todo con la identidad nacional; aunque hay variaciones regionales, ¿quién no aprecia un buen taco de nopalitos con aguacate, unos frijoles de olla o una copa de tequila o mezcal?

Otro aspecto que resalta es que no existen esfuerzos sistemáticos para dar seguimiento a los cambios que se han y siguen dando en la diversidad de estos grupos y, por ende, de la diversidad de recursos genéticos nativos del país. El consenso es, sin embargo, que la diversidad ha disminuido y esta tendencia continúa hoy día. Varios factores están asociados con esta tendencia e incluyen fundamentalmente el impacto de la creciente participación en el mercado de todo el sector rural, cambios demográficos y culturales en las poblaciones rurales y urbanas, así como de políticas de apoyo al sector rural. Los mercados generalmente se enfocan en un número limitado de variantes —como en el caso de la variedad Hass del aguacate y el del agave con la especie *A. tequilana*— o requieren estándares fitosanitarios que pueden tener efectos sobre la diversidad, como es el caso del aguacate para el mercado de exportación. Además, en productos como el maíz nuestros pequeños productores, la gran mayoría con siembras de apenas una o pocas hectáreas, se encuentran en condiciones desfavorables al competir con los grandes productores internacionales que siembran miles de hectáreas. Los cambios demográficos, en particular la migración y el abandono de la agricultura al convertirse en una actividad económica poco rentable, afec-

tan grandemente la diversidad de muchos de estos cultivos. La reducción en el número de usos de estas especies y sus variantes, asociada con cambios culturales, y la sustitución de muchos de los productos derivados de la diversidad de estos cultivos por otros obtenidos a través del mercado, contribuyen a disminuir esta diversidad. Sin embargo, la cultura continúa desempeñando un papel preponderante en la conservación de mucho de esta diversidad. Por ejemplo, en el caso del maíz se supuso que la producción local se reduciría considerablemente con el Tratado de Libre Comercio de América del Norte (TLC), sin embargo esto no ha sucedido. Los agricultores campesinos, con sus múltiples usos, intereses y ambientes, continúan manteniendo una gran diversidad, llevando a cabo una conservación *de facto*. Las políticas de apoyo al sector rural han cambiado y en la medida que no contribuyen a mantener la viabilidad económica de la agricultura campesina también contribuyen a la pérdida de diversidad. Políticas de comercialización, que pueden tener excelentes intenciones, pueden llevar a pérdidas dramáticas de la diversidad. Tal ha sido el caso con la denominación de origen para el tequila, que al enfocarse en un solo tipo de agave —ignorando la gran riqueza y diversidad de variantes que brindan productos diversos— ha contribuido a la erosión de esta diversidad. A nivel de comercialización de cultivos y especies nativas se requiere un cambio de enfoque, tanto productivo como legal, que busque la diversificación en lugar de la homogenización. La globalización de los mercados ofrece oportunidades para la diversificación, ya que en el mundo ha crecido el interés por los productos agrícolas que conservan la diversidad biológica y cultural en sus áreas de origen. Sin embargo, aprovechar estas oportunidades requiere visión, esfuerzo, investigación y acciones concretas.

Hay varios esfuerzos de conservación en el país, aun cuando estos varían en intensidad e importancia en los grupos analizados. Algunos están bien definidos en el área de conservación *ex situ*, como en los casos del maíz y del frijol, especies que son de fácil conservación en bancos de germoplasma, así como en los de aguacate y agave, pero estos han sido mucho más limitados ya que requieren técnicas de manejo en conservación más difíciles. El cuadro 8.1 presenta un resumen del número de accesiones de las especies aquí tratadas en diferentes bancos de germoplasma del país, lo que muestra que el maíz y el frijol son las especies con el mayor número de accesiones (aunque no suficiente) —incluyendo parientes silvestres y múltiples especies en el caso del frijol—, lo que no es sorprendente dada la importancia nacional de dichas especies y que su conservación *ex situ* es relativamente simple. En el caso de las otras tres especies, perennes y de más difícil conservación *ex situ*, el número de accesiones es mucho menor, lo cual sin embargo preocupa un poco dada la gran diversidad no solo infraespecífica sino también interespecífica que existe. Estos datos deben interpretarse con cuidado porque no queda claro el grado de duplicidad que puede existir en estas colecciones, así como el hecho de que provienen de una base de datos internacional, con el consecuente retardo en su actualización, y que recientemente ha habido adiciones importantes (véase más adelante y el cuadro 8.2).

La conservación *ex situ* enfrenta dificultades de financiamiento y compromiso institucional, aun cuando hay esfuerzos por mejorar y hacer más eficiente la conservación de recursos genéticos en el país, como el Sinarefi, creado por el gobierno de México. Este sistema tiene como objetivo consolidar las actividades de diferentes actores del sector agrícola relacionadas con la investigación y uso de germoplasma. El sistema fue creado en 2002 y en él participan 21 organizaciones, incluidos la Sociedad Mexicana de Fitogenética (Somefi) y agricultores locales. El sector privado está representado por la Unión General Obrera, Campesina y Popular (UGOCP) y las Fundaciones Produce.[6] El sistema está organizado en 10 redes nacionales que promueven la ejecución de proyectos que responden tanto a prioridades nacionales como a compromisos internacionales. Las redes se concentran en la conservación y la utilización de maíz, frijol, aguacate, nopal (*Opuntia tomentosa*), anonáceas, agave (especialmente el agave azul para la producción de tequila, *Agave tequilana*), frutales, plantas ornamentales y hortalizas nativas. También incluye una red de apoyo para los bancos de germoplasma debido a la gran diversidad contenida en las colecciones *ex situ* y su vulnerabilidad potencial (Henríquez y Hernández 2004). El cuadro 8.2 presenta una relación de las recolectas realizadas con apoyo de la red entre 2004 y 2006, y muestra un incremento importante en el acervo de accesiones, particularmente para los agaves, el aguacate y los nopales que, de acuerdo con el cuadro 8.1, presentaban un número de accesiones pequeño tomando en cuenta la gran diversidad existente en el país.

Por otra parte, la conservación *in situ* de parientes silvestres es relativamente incipiente y está muy afectada por la deforestación y los cambios en el uso del suelo. La conservación en fincas o en campos de agricultores continúa *de facto*, como se dijo antes, en los sistemas agríco-

Cuadro 8.2 Recolectas realizadas con el apoyo de Sinarefi (2004-2006)

Red	Colecciones vivas		Ubicación
	Núm.	Concepto	
Agaváceas	320	Individuos	CICY
	100	Individuos *in situ*	CICY, con productores de Jalisco
	110	Accesiones	ITA, Jalisco
	220	Ejemplares conservados	UNAM
	55	Recolectas	UNAM
	568	Accesiones	Universidad de Guanajuato
	900	Genotipos establecidos	Universidad de Guanajuato
	200	Genotipos *in vitro*	Universidad de Guanajuato
Aguacate	561	Accesiones	BG-Cictamex
	488	Accesiones	BG-INIFAP-Cebaj
Anonáceas	300	Individuos de chirimoya	BG-Cictamex
	159	Individuos de ilama	BG-ITA 25 de Cd. Altamirano, Gro.
	1 000	Plantas en vivero	BG-ITA 25 de Cd. Altamirano, Gro.
Banco de germoplasma	571	Recolectas	Jardín Agrobotánico del CRUPY-UACH
Frijol	54	Recolectas	CUCBA-Universidad de Guadalajara
	196	Accesiones	BG-INIFAP-Cevamex
	100	Accesiones	INIFAP-Cebaj
Maíz	216	Recolectas en el noroeste	INIFAP-CEVY, Nay., Sin. y Cevamex
	190	Accesiones	UAT
	43	Accesiones	Universidad Autónoma A. Narro
	529	Muestras de 20 cultivos	Bancos comunitarios en Oaxaca
	540	Recolectas	INIFAP, Chiapas
Nopal	335	Accesiones	INIFAP, Guanajuato
	142	Accesiones	INIFAP, San Luis Potosí
	297	Accesiones	UACH, El Orito, Zac.
	201	Accesiones	CBETA 138, Villa Hidalgo, Zac.
	46	Recolectas	UASLP

Fuente: <*http://www.sinarefi.org/SINAREFI.htm*>, consultada en el año 2007.

las campesinos, pero sin ningún apoyo formal y a pesar de muchos factores en contra. Aunque ha habido algunos proyectos piloto de conservación en fincas, en particular de maíz y frijol, financiados en su mayoría por donantes extranjeros, no hay esfuerzos sistemáticos o como parte de una estrategia nacional de conservación.

El país ha sufrido grandes cambios desde que en el siglo pasado se iniciaron los estudios sistemáticos de la diversidad de los cultivos nativos objeto de este capítulo. El país pasó de ser eminentemente rural y con una economía basada en la agricultura, a uno muy industrializado y urbano, inserto en los procesos de globalización. Sin embargo, a pesar de estos cambios dramáticos, todas estas especies mantienen un papel importante en la dieta de la población urbana y rural, o se han convertido en cultivos con alto valor comercial, vendidos directamente o como productos derivados en el mercado global. Todas estas especies tienen un gran valor cultural, y de una u otra manera forman parte de lo que define la identidad de millones de mexicanos. En muchos casos estas especies continúan siendo producidas a pesar de que “no son negocio”. La diversidad de estas especies y su dinámica

están indisolublemente ligadas al futuro de la población rural y al valor cultural y de identidad que sigan teniendo. Sin embargo, no se les puede pedir a los campesinos que continúen sembrando y manteniendo esta diversidad a costa de su bienestar y el de sus familias. La sociedad mexicana debe decidir cuál es el valor de esta diversidad para el país. Si se admite y reconoce su valor social, entonces hay que asumir la responsabilidad por ello, ya sea por medio de recolectar, estudiar y guardar la diversidad asociada a estas especies en bancos de germoplasma, adecuadamente equipados y financiados, así como apoyando a los campesinos que mantienen esta diversidad con intervenciones que disminuyan los costos que enfrentan y premien sus esfuerzos como custodios de la diversidad. Esto a su vez requiere una política nacional explícita, con financiamiento concreto, que defina claramente una serie de acciones interrelacionadas de conservación *in situ* y *ex situ* para la diversidad de especies cultivadas nativas y sus parientes silvestres en el país.

Notas

1 En varias secciones de este capítulo se hace referencia a dos categorías taxonómicas que vale la pena explicar desde el inicio. La primera es la de "raza", que se puede definir como una subcategoría taxonómica de clasificación de los seres vivos, inferior a la especie, cuyos caracteres diferenciales se perpetúan por herencia. Es una forma de agrupamiento dentro de una especie según un conjunto de rasgos físicos comunes y hereditarios. La otra es la de "variedad criolla", que se refiere a poblaciones de plantas domesticadas que tienen un origen histórico y geográfico común, identidad propia, carecen de mejoramiento genético formal, son fenotípica y genotípicamente heterogéneas, tienen adaptación local y se asocian con los métodos menos intensivos y tradicionales de producción agrícola (adaptado de Camacho *et al.* 2005).

2 Estructura se refiere al patrón de agrupamiento de diferentes marcadores en una misma muestra de distintas poblaciones de maíz. En el caso referido de Pressoir y Berthaud se encontró que con marcadores morfológicos (características de la mazorca) en las poblaciones muestreadas se detectaba un agrupamiento de acuerdo con las comunidades donde se obtuvieron las muestras. Sin embargo, al utilizar marcadores moleculares neutros no se detectó agrupamiento alguno, de ahí la discrepancia.

3 Tipos de aguacate que son valiosos por sus características agronómicas o de adaptación, mas no por las de sus frutos, y que se utilizan para injertarlos en aquellos tipos de aguacate que sí lo son por sus frutos. Si se utilizan árboles ya establecidos, se reduce el tiempo en que una variedad deseable produce frutos sin tener que esperar a que el árbol se desarrolle desde la semilla.

4 Se refiere, en el caso de los solares, a hacerlos habitables, cómodos, capaces de satisfacer las necesidades humanas, ya que las plantas que se incluyen en el solar cumplen, entre otras, esas funciones. (Véase el capítulo 18 del volumen I).

5 Variante se refiere a cualquier categoría infraespecífica de la cual aún no se ha definido su nivel taxonómico: subespecie, variedad, forma, variedad agrícola.

6 Asociaciones que integran las demandas tecnológicas de los productores y apoyan la investigación y la transferencia de tecnología al sector agropecuario.

Referencias

Acosta, J.A., T.S. Herrera, B. Aguilar y P. Gepts. 1999. Seed yield of segregating populations of cultivated x wild *Phaseolus vulgaris*. *Annual Report of the Bean Improvement Cooperative* **42**: 93-94.

Acosta, J.A., S.H. Guzmán, G. Esquivel y R. Rosales. 2002. El mejoramiento del frijol (*Phaseolus vulgaris*) en México: avances y perspectivas, en J.M. Martínez, F. Rincón y G. Martínez (eds.), *El fitomejoramiento ante los avances científicos y tecnológicos. Memoria del Simposio*. XIX Congreso Nacional de Fitogenética, Somefi, México, pp. 20-27.

Acosta G., J.A., J.S. Muruaga, F. Cárdenas y M.M. Khairallah. 1996. Estrategias para la utilización de germoplasma de *Phaseolus* en el mejoramiento genético. *Ciencia* **47**: 149-160.

Acosta G., J.A., H. González R., C.A. Torres, I. Cuéllar R., E. Acosta D. *et al.* 2004. Impacto de la genotecnia en el cultivo del frijol en México, en R.E. Preciado y S.A. Ríos (eds.), *Memoria del simposium Aportaciones de la genotecnia en la agricultura*. Sociedad Mexicana de Fitogenética, Chapingo, pp. 36-57.

Adam B., A.F., M. Sévignac, H. Bannerot y M. Dron. 1994. SCAR, RAPD, and RFLP markers linked to the dominant gene (Are) conferring resistance to anthracnose. *Theorical and Applied Genetics* **88**: 865-870.

Anderson, E., y H. Cutler. 1942. Races of *Zea mays*: I. Their recognition and classification. *Annals of the Missouri Botanical Garden* **21**: 69-88.

Anderson, E. 1950. Variation in avocado at the Rodiles plantation. *Ceiba* **1**: 50-55.

Aquino, P., F. Carrión, R. Calvo y D. Flores. 2001. Selected maize statistics, en P.L. Pingali (ed.), *CIMMYT 1999-2000 World Maize Facts and Trends Meeting. World maize needs: Technological opportunities and priorities for the public sector*. CIMMYT, México, pp. 45-57.

Aragón, F., E. Paredes, H. Castro, S. Taba y J. Díaz. 2000. Conservation in situ and improvement of milpas in the Sierra Norte de Oaxaca, Mexico, en GRCP (coords), *Scientific basis of participatory plant breeding and conservation of genetic resources*. Abstracts Report No. 25. University of California, Division of Agriculture and Natural Resources, Genetic Resources Conservation Program, Davis, CA.

Ashworth, V.E.T.M., y M.T. Clegg. 2003. Microsatellite markers in avocado (*Persea americana* Mill.): Genealogical relationships among cultivated avocado genotypes. *Journal of Heredity* **94**:407-415.

Avendaño, C.H. 2001. *Diversidad fenotípica e isoenzimática en cultivares nativos de frijol común* (Phaseolus vulgaris *L.) tipo negro*. Tesis de maestría en Ciencias, Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco.

Barrientos-Priego, A.F., M.W. Borys, E. Escamilla-Prado, A. Ben-Ya'acov, E. de La Cruz-Torres *et al.* 1992. A study of the avocado germplasm resources, 1988-1990. IV. Findings in the Mexican Gulf region. *Proceedings of the Second World Avocado Congress* **1**:551-558.

Barrientos-Priego, A.F., y L. López-López. 2000. Historia y genética del aguacate, en D. Téliz, H. González, J. Rodríguez y R. Dromundo (eds.), *El aguacate y su manejo integrado*. Mundi-Prensa, México, pp. 19-31.

Beebe, S., P.W. Sckroch, J. Thome, M.C. Duque, F. Pedraza *et al.* 2000. Structure of genetic diversity among common bean landraces of Middle American origin based on correspondence analysis of RAPD. *Crop Science* **40**:264-273.

Bellon, M.R., y S.B. Brush. 1994. Keepers of maize in Chiapas, Mexico. *Economic Botany* **48**:196-209.

Bellon, M.R., y J. Risopoulos. 2001. Small-scale farmers expand the benefits of improved maize germplasm: A case study from Chiapas, Mexico. *World Development* **29**: 799-811.

Bellon, M.R., J. Berthaud, M. Smale, J.A. Aguirre, S. Taba *et al.* 2003. Participatory landrace selection for on farm conservation: An example from the Central Valleys of Oaxaca, Mexico. *Genetic Resources and Crop Evolution* **50**:401-416.

Bellon, M.R., M. Adato, J. Becerril y D. Mindek. 2006. Poor farmers' perceived benefits from different types of maize germplasm: The case of creolization in lowland tropical Mexico. *World Development* **34**:113-129.

Ben-Ya'acov, A., G. Bufler, A.F. Barrientos-Priego, E. de la Cruz-Torres y L. López-López. 1992. A study of avocado germplasm resources, 1988-1990. I. General description of the international project and its findings. *Proceedings of the Second World Avocado Congress*, pp. 535-541.

Bergh, B., y N. Ellstrand. 1986. Taxonomy of the avocado. *California Avocado Society Yearbook* **70**:135-146.

Bergh, B.O. 1975. Avocados, en J. Janick y J.N. Moore (eds.), *Advances in fruit breeding*. Purdue University Press, West Lafayette, Indiana, pp. 541-567.

Bergh, B.O., y E. Lahav. 1996. Avocados, en J. Janick y J.N. Moore (eds.), *Fruit breeding*, Vol. I: *Tree and tropical fruits*. John Wiley, Nueva York, pp. 113-166.

Berthaud, J., y P. Gepts. 2004. Assessment of effects on genetic diversity, en *Maize and biodiversity: The effects of transgenic maize in Mexico*. North American Commission for Environmental Cooperation, Montreal, en <*www.cec.org/pubs_docs/documents/index.cfm?varlan=english&ID=1417*> (consultado en abril de 2008).

Borys, M.W., H. Leszczyñska-Borys, S. Ramírez-Marañén y L. Castro. 1993. An avocado relative: *Beilschmiedia anay* (Blake) Kosterm. A fruit source. *California Avocado Society Yearbook* **77**:125-136.

Brush, S.B., y H.R. Perales. 2007. A maize landscape: Ethnicity and agro-biodiversity in Chiapas, Mexico. *Agriculture, Ecosystems, and Environment* **121**:211-221.

Bye, R., y C. Qualset. 2002. *Conservation of genetic diversity and improvement of crop production in Mexico: A farmer-based approach*. The McKnight Foundation. Collaborative Crop Research Program.

Callen, E.O. 1965. Food habits of some Pre-Columbian Mexican Indians. *Economic Botany* **19**:335-343.

Camacho, T.C., N. Maxted, M. Scholten y B. Ford-Lloyd. 2005. Defining an identifying crop landraces. *Plant Genetic Resources: Characterization and Utilization* **3**:373-384.

Cárdenas, F.A. 1968. Las leguminosas de grano, en *Memorias III Congreso Nacional de Fitogenética*. Sociedad Mexicana de Fitogenética, pp. 340-360.

Cárdenas, F.A. 1984. *Clasificación preliminar de los frijoles en México*. Folleto técnico núm. 81, INIFAP-SARH, México.

Cárdenas, F.A., J.S. Muruaga y J.A. Acosta. 1996. *Catálogo: banco de germoplasma de* Phaseolus *spp. del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias*. INIFAP-CONABIO, Campo Experimental Toluca, Zinacantepec, Méx.

Cárdenas, F.A. 2000. Investigación agrícola sobre frijol en México durante el periodo 1943 a 1980. *Agricultura Técnica en México* **26**:63-78.

Cardona, C., J. Kornegay, C.E. Posso, F. Morales y H. Ramírez. 1990. Comparative value of four arcelin variants in the development of dry bean lines resistant to the Mexican bean weevil. *Entomological Experiment Applied* **56**: 197-206.

Cayuela, L., D.J. Golicher y J.M. Rey-Benayas. 2006. The extent, distribution, and fragmentation of vanishing montane cloud forest in the highlands of Chiapas, Mexico. *Biotropica* **38**:544-554.

Chao, C.T., A.F. Barrientos-Priego, J.C. Reyes-Alemán y P.S. Devanand. 2003. Genetic relationships among avocado accessions from California and Mexico characterized by AFLP markers. *Proceedings of the V World Avocado Congress*, Málaga, España, pp. 208-209.

Chávez-Servia, J.L., L.M. Arias-Reyes, D.I. Jarvis, J. Tuxill, P. Eyzaguirre y D. Lope-Alzina. 2002. Proceedings of a Symposium: Managing crop diversity in traditional agroecosystems, 13-16 February 2002, Mérida, México. International Plant Genetic Resources Institute, Roma.

Clegg, M.T., M. Kobayashi y J.-Z. Lin. 1999. The use of molecular markers in the management and improvement of avocado *Persea americana* Mill. *Revista Chapingo, Serie Horticultura* **5**: 227-231.

Cleveland, D.A., D. Soleri, F. Aragón, J. Crossa y P. Gepts. 2005. Detecting (trans) gene flow to landraces in centers of crop origin: Lessons from the case of maize in Mexico. *Environmental Biosafety Research* **4**: 187:208.

Colunga, P., E. Hernández y A. Castillo. 1986. Variación morfológica, manejo agrícola tradicional y grado de domesticación de *Opuntia* spp. en el Bajío guanajuatense. *Agrociencia* **65**: 7-49.

Colunga-GarcíaMarín, P., y F. May-Pat. 1993. Agave studies in Yucatán, Mexico I. Past and present germplasm diversity and uses. *Economic Botany* **47**: 312-327.

Colunga-GarcíaMarín, P. 2004. Colección mexicana de germoplasma de *Agave* spp., en G. Carnevali, V. Sosa, J.L. León de la Luz y J. León Cortés (eds.), *Colecciones biológicas. Centros de Investigación Conacyt*. Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, México, pp. 18-19.

Colunga-GarcíaMarín, P., y D. Zizumbo-Villarreal. 2006. Tequila and other agave spirits from west-central Mexico: Current germplasm diversity, conservation, and origin. *Biodiversity and Conservation* **16**: 1653-1667.

Colunga-GarcíaMarín, P., D. Zizumbo-Villarreal y J. Martínez-Torres. 2007. Tradiciones en el aprovechamiento de los agaves mexicanos: una aportación a su protección legal y conservación biológica y cultural, en P. Colunga-GarcíaMarín, A. Larqué, L. Eguiarte y D. Zizumbo-Villarreal (eds.), *En lo ancestral hay futuro: del tequila, los mezcales y otros agaves*. CICY, Conacyt-CONABIO-INE, Mérida, pp. 229-252.

Cuevas, S., J.M. Pino y H. Lara. 2001. Importancia económica del Nopal (*Opuntia ficus-indica*) en Milpa Alta, D.F. México, *Memorias IV Congreso Mexicano de Etnobiología. ITA-6 Asoc*, Huejutla, Hgo.

De Jong, B.H.J., R. Tipper y J. Taylor. 1997. A framework for monitoring and evaluating carbon mitigation by farm forestry projects: Example of a demonstration project in Chiapas, Mexico. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* **2**: 231-246.

Debouck, D.G., y J. Smartt. 1995. Beans, en J. Smartt y N.W. Simmonds (eds.), *Evolution of crop plants*. Longman, Harlow, UK, pp. 287-294.

Delgado, A., R. Bibler y M. Lavin. 2006. Phylogeny of the genus *Phaseolus* (Leguminosae): A recent diversification in an ancient landscape. *Systematic Botany* **31**: 779-791.

Doebley, J.F., M.M. Goodman y C.W. Stuber. 1985. Isozymic variation in the races of maize from Mexico. *American Journal of Botany* **72**: 629-639.

Doebley, J.F. 2004. The genetics of maize evolution. *Annual Review of Genetics* **38**: 37-59.

Dyer, G.A., y C.O. Qualset. 2000. Land distribution and crop allocation at the village level: Breeding, conservation, and welfare, en GRCP (coords), *Scientific basis of participatory plant breeding and conservation of genetic resources.* Abstracts Report No. 25. University of California, Division of Agriculture and Natural Resources, Genetic Resources Conservation Program, Davis, CA.

Escamilla-Prado, E., J.D. Robledo-Martínez, J.R. Aguilar-Rodríguez, O. Prieto-Riverol y E. Pavón-Hernández. 1992. *Recursos genéticos de aguacate en el centro de Veracruz.* Memoria del XIV Congreso Nacional de Fitogenética. Sociedad Mexicana de Fitogenética-Universidad Autómoma de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.

Esparza, E., L. Reveles, L.A. Sáenz, F.J. Macías, R. Bañuelos *et al.* 2004. Amplificación del ARN mensajero de HSP-70 por RT-PCR en diferentes cultivares de nopal, en G. Esparza, M.A. Salas, J. Mena y R.D. Valdez (eds.), *Memoria del IX Congreso Nacional y VII Congreso Internacional sobre Conocimiento y Aprovechamiento del Nopal*. Universidad Autónoma Chapingo-Universidad Autónoma de Zacatecas-Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias, Zacatecas.

Espinosa P.H., C. Arredondo, V.M. Cano G., A.M. Canseco L. y F. Vázquez Q. 2002. *La materia prima para producir el mezcal oaxaqueño. Catálogo de la diversidad de agaves.* INIFAP-Sagarpa, Folleto Técnico 2, Oaxaca.

Fernández, M.R., C. Mondragón, F. Gutiérrez, L.A. Sáenz, J.A. Zegbe *et al.* 2000. *Principales cultivares mexicanos de nopal tunero*. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, San Luis de la Paz, Guanajuato.

Fiedler, J., G. Bufler y F. Bangerth. 1998. Genetic relationships of avocado (*Persea americana* Mill.) using RAPD markers. *Euphytica* **101**: 249-255.

Figueroa, F. 1984. *Estudio de las nopaleras cultivadas y silvestres sujetas a recolección para el mercado en el altiplano potosino-zacatecano*. Tesis profesional, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí.

Figueroa-Rangel, B.L., y M. Olvera-Vargas. 2000. Regeneration patterns in relation to canopy species composition and site variables in mixed oak forests in the Sierra de Manatlán Biosphere Reserve, Mexico. *Ecological Research* **15**: 249-261.

Flores, C. 2001. *Producción, industrialización y comercialización de nopalitos*. Centro de Investigaciones Económicas Sociales y Tecnológicas de la Agroindustria y la Agricultura Mundial, Universidad Autónoma Chapingo, Montecillo, Texcoco.

Flores, V.C., y J.R. Aguirre. 1979. *El nopal como forraje.* Universidad Autónoma Chapingo, Montecillo, Texcoco.

Galindo-Jaimes, L., M. González-Espinosa, P. Quintana-Ascencio y L. García-Barrios. 2002. Tree composition and structure in disturbed stands with varying dominance by *Pinus* spp. in the highlands of Chiapas, Mexico. *Plant Ecology* **162**: 259-272.

Gallegos, C., J. Cervantes, J. Corrales y G. Medina. 2003. *La cadena productiva del nopal en Zacatecas: bases para un desarrollo sostenido*. Fundación Produce Zacatecas-Universidad Autónoma Chapingo-Secretaría de Economía, Zacatecas.

Gallegos, C., E. Rodríguez, J.A. Reyes-Agüero, M.R. Fernández, J. Luna *et al.* 2004. *Conservación* ex situ *de nopal en cinco colecciones institucionales prioritarias*. Informe al Sistema Nacional de Recursos Fitogenéticos para la Alimentación y la Agricultura. Red Nopal, SNICS-Sagarpa.

Gallegos, E.R. 1983. *Algunos aspectos de la producción del aguacate en el estado de Michoacán*. Universidad Autónoma Chapingo-Grupo Editorial Gaceta, México.

García, A., y K. Tsunewaki. 1977. Cytogenetical studies in the genus *Persea* (Lauraceae). II. Electrophoretical studies on peroxidase isozymes. *Japan Journal of Genetics* **52**: 379-386.

García, A., y S. Ichikawa. 1979. Cytogenetical studies in the genus *Persea* (Lauraceae). III. Comparative morphological study on 61 avocado strains. *Japan Journal of Breeding* **29**: 66-76.

García-Mendoza, A. 1995. Riqueza y endemismos de la familia Agavaceae en México, en E. Linares, P. Dávila, F. Chiang, R. Bye y T. Elías (eds.), *Conservación de plantas en peligro de extinción: diferentes enfoques*. UNAM, México, pp. 51-75.

García-Mendoza, A. 1998. *Con sabor a maguey. Guía de la colección nacional de Agaváceas y Nolináceas del Jardín Botánico del Instituto de Biología-UNAM*. UNAM-Sistemas de Información Geográfica, S.A. de C.V, México.

García-Mendoza, A. 2002. Distribution of the genus *Agave* (Agavaceae) and its endemic species in Mexico. *Cactus and Succulent Journal* **74**: 177-187.

García-Pedraza, L.G., J.A. Reyes-Agüero, J.R. Aguirre-Rivera y J.M. Pinos-Rodríguez. 2005. Preliminary nutritional and organoleptic assessment of the xoconostle fruit (*Opuntia* spp.) as a condiment or appetizer. *Italian Journal of Food Science* **17**: 333-340.

Gentry, H.S. 1982. *Agaves of continental North America*. University of Arizona Press, Tucson.

Gepts, P., y D.G. Debouck. 1991. Origin, domestication, and evolution of the common bean (*Phaseolus vulgaris* L.), en A.v. Schoonhoven y O. Voysest (eds.), *Common beans: Research for crop improvement*. CIAT-C.A.B. International, Wallingford, Oxon, UK, pp. 7-53.

Gil-Vega, K., C. Díaz, A. Nava-Cedillo y J. Simpson. 2006. AFLP analysis of *Agave tequilana* varieties. *Plant Science* **170**: 904-909.

Gill, H.R., M.L.P. Vargas, J.S. Muruaga, R. Rosales, N. Mayek *et al.* 2007. Genetic analysis of cultivated *Phaseolus vulgaris* L. core collection of INIFAP-Mexico. *Annual Report of the Bean Improvement Cooperative* **50**: 21-22.

González, A., A. Wong, A. Delgado, R. Papa y P. Gepts. 2005. Assessment of inter simple sequence repeat markers to differentiate sympatric wild and domesticated populations of common bean. *Crop Science* **45**: 606-615.

Goodman, M.M., y W.L. Brown. 1988. Races of corn, en G.F. Sprague y J.W. Dudley (eds.), *Corn and corn improvement*. Agron. Monogr. 18. ASA-CSSA y SSSA, Madison, WI, pp. 39-74.

Guzmán, U., S. Arias y P. Dávila. 2003. *Catálogo de cactáceas mexicanas*. Universidad Nacional Autónoma de México-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Henríquez, P., y J.M. Hernández. 2004. *Organización regional para la conservación y el uso de los recursos fitogenéticos nativos de Mesoamérica*. ISNAR Briefing Paper 70, pp.1-8.

Hernández, H.M., y H. Godínez. 1994. Contribución al conocimiento de las cactáceas mexicanas amenazadas. *Acta Botánica Mexicana* **26**: 33-52.

Hernández, H.M., y R.T. Bárcenas. 1996. Endangered cacti in the Chihuahuan Desert: II. Biogeography and conservation. *Conservation Biology* **10**: 1200-1209.

Hernández, V.H., y C.A. Flores. 2004. Producción y comercialización de xoconostles en la región de las pirámides, Estado de México, en C. Flores (ed.), *Memoria del X Congreso Nacional, VIII Internacional sobre el Conocimiento y Aprovechamiento del Nopal y otras Cactáceas de Valor Económico y del Fifth International Congress on Cactus Pear and Cochineal*. UACh-FAO-ISHS. Chapingo, México.

Hernández-Casillas, J.M. 2000. México, en H. Knudesen (ed.), *Directorio de colecciones de germoplasma en América Latina y el Caribe*. International Plant Genetic Resources Institute, Roma, pp. 243-255.

Hernández-Xolocotzi, E. 1985. Maize and man in the Greater Southwest. *Economic Botany* **39**: 416-430.

Huanosto, R., J.E. López y J.L. Sánchez. 2001. *Caracterización de tres especies de aguacate* (Persea americana, P. tolimanensis *y* P. schiedeana) *utilizando RAPD's como marcadores moleculares*. Memoria del Primer Congreso Mexicano y Latinoamericano del Aguacate, Uruapan, Michoacán.

Iltis, H.H., J.F. Doebley, R. Guzmán M. y B. Pazy. 1979. *Zea diploperennis* (Gramineae): A new teosinte from Mexico. *Science* **203**: 186-188.

Ireta, A. 1977. *Estado actual de la investigación con frutales tropicales y subtropicales en el INIA*. *Memorias del II Congreso Nacional de Fruticultura*. Comisión Nacional de Fruticultura, SARH, Morelia, Michoacán.

Kaplinsky, N., D. Braun, D. Lisch, A. Hay, S. Hake *et al.* 2002. Maize transgene results in Mexico are artefacts. *Nature* **416**: 601.

Kashanipour, R.A., y R.J. McGee. 2004. Northern Lacandon Maya medicinal plant use in the communities of Lacanjá, Chan Sayab, and Naha', Chiapas, Mexico. *Journal of Ecological Anthropology* **8**:47-66.

Koenig, R., y P. Gepts. 1989. Allozyme diversity in wild *Phaseolus vulgaris*: Further evidence for two major centers of genetic diversity. *Theoretical and Applied Genetics* **78**:809-817.

Labate, J.A., K.R. Lamkey, S.E. Mitchell, S. Kresovich, H. Sullivan *et al.* 2003. Molecular and historical aspects of corn belt dent diversity. *Crop Science* **43**:80-91.

Lafón, A. 2002. *Pastizales mexicanos: reconocimiento creciente de un sistema compartido*. Resúmenes de las ponencias del Simposio Pastizales en América del Norte: hacia una estrategia trilateral de conservación. Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte, México.

Lépiz, R. 1974. *Asociación de cultivos maíz-frijol*. Folleto Técnico Núm. 58. SAG-INIA, México.

Lock, G.W. 1962. *Sisal*. Longmans, Green, and Co., Londres.

Lorea-Hernández, F.G. 2002. La familia Lauraceae en el sur de México: diversidad, distribución y estado de conservación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* **71**:59-70.

Louette, D., y M. Smale. 2000. Farmers' seed selection practices and traditional maize varieties in Cuzalapa, Mexico. *Euphytica* **113**:25-41.

Macías, F.J., L. Reveles, L.A. Sáenz, E.L. Esparza, R. Bañuelos *et al.* 2004. Patrón electroforético de ARN a partir de cladodios de diferentes cultivares de nopal, en G. Esparza, M.A. Salas, J. Mena y R.D. Valdez (eds.), *Memoria del IX Congreso Nacional y VII Congreso Internacional sobre Conocimiento y Aprovechamiento del Nopal*, Zacatecas.

Martínez, J., D. Zizumbo, P. Gepts y P. Colunga-GarcíaMarín. 2007. Gene flow and genetic structure in the wild-weedy-domesticated complex of *Phaseolus lunatus* L. in its Mesoamerican center of domestication and diversity. *Crop Science* **47**:58-66.

Martínez, M.A., V. Evangelista, M. Mendoza, G. Morales, G. Toledo *et al.* 1995. *Catálogo de plantas útiles de la Sierra Norte de Puebla, México.* Cuadernos del Instituto de Biología 25, UNAM, México.

Matsuoka, Y., Y. Vigouroux, M.M. Goodman, J. Sánchez, E. Buckler *et al.* 2002. A single domestication for maize shown by multilocus microsatellite genotyping. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **99**:6080-6084.

Méndez, S.J., y J. García. 2006. La tuna: producción y diversidad. *Biodiversitas* **68**:1-5.

Mercer, K.L., y J.D. Wainwright. 2008. Gene flow from transgenic maize to landraces in Mexico: An analysis. *Agriculture, Ecosystems, and Environment* **123**:109-115.

Metz, M., y J. Fütterer. 2002. Suspect evidence of transgenic contamination. *Nature* **416**:600-601.

Milpa Project. Conservation of genetic diversity and improvement of crop production in Mexico: A farmer-based approach. 1999 Annual Report, en <*http://www.grcp.ucdavis.edu/milpa/*> (consultado en abril de 2007).

Moguel, P., y V.M. Toledo. 1999. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conservation Biology* **13**:11-21.

Mondragón, C., N. Doudareva y B.P. Bordelon. 2000. DNA extraction from several cacti. *HortScience* **35**:1124-1126.

Mondragón, C. 2002. Caracterización genética de una colección de nopal (*Opuntia* spp.) de la región centro de México. *Agricultura Técnica de México* **28**:3-14.

Mondragón, C. 2004. Mejoramiento genético del nopal: avances al 2003 y perspectivas, en G. Esparza, M.A. Salas, J. Mena y R.D. Valdez (eds.), *Tópicos de actualidad en Nopal.* Universidad Autónoma Chapingo-Colegio de Postgraduados, Chapingo, Méx., pp. 49-71.

Montes, S., L.C. Merrick y L.E. Eguiarte. 2005. Maintenance of squash (*Cucurbita* spp.) landrace diversity by farmer's activities in Mexico. *Genetic Resources and Crop Evolution* **52**:697-707.

Morris, M., y M.A. López-Pereira. 1999. *Impacts of maize breeding research in Latin America 1966-1997.* CIMMYT, México.

Ortega-Packza, R., J. Serwinski e I. Faberová. 1999. Genetic erosion in Mexico, en J. Serwinski e I. Faberová (eds.), *Proceedings of the Technical Meeting on the Methodology of the FAO World Information and Early Warning System on Plant Genetic Resources*. Research Institute of Crop Production, Praga, FAO, Roma, pp. 69-75.

Ortega-Paczka, R. 1973. *Variación en maíz y cambios socioeconómicos en Chiapas, México, 1946-1971*. Tesis de maestría, Colegio de Postgraduados, Chapingo, México.

Ortiz-García, S., E. Ezcurra, B. Schoel, F. Acevedo, J. Soberón *et al.* 2005. Absence of detectable transgenes in local landraces of maize in Oaxaca, Mexico (2003-2004). *Proceedings of the National Academy of Sciences* **102**:12338-12343.

Pallottini, L., E. García, J. Kami, G. Barcaccia y P. Gepts. 2004. The genetic anatomy of a patented yellow bean. *Crop Science* **44**:968-977.

Papa, R., y P. Gepts. 2003. Asymmetry of gene flow and differential geographic structure of molecular diversity in wild and domesticated common bean (*Phaseolus vulgaris*) from Mesoamerica. *Theoretical and Applied Genetics* **106**:239-250.

Papa, R., J. Acosta, A. Delgado-Salinas y P. Gepts. 2005. A genome-wide analysis of differentiation between wild and domesticated *Phaseolus vulgaris* from Mesoamerica. *Theoretical and Applied Genetics* **111**:1147-1158.

Parra, L. 2005. *Estrategias de conservación y aprovechamiento sustentable de los recursos genéticos de las agaváceas.* Red de Agaváceas. Sistema Nacional de Recursos Fitogenéticos para la Alimentación y la Agricultura, México.

Payró, E., P. Gepts, P. Colunga y D. Zizumbo. 2005. Spatial distribution of genetic diversity in wild populations of *Phaseolus vulgaris* L. from Guanajuato and Michoacán, Mexico. *Genetic Resources and Crop Evolution* **52**:589-599.

Perales, R.H., S.B. Brush y C.O. Qualset. 2003. Landraces of maize in central Mexico: An altitudinal transect. *Economy Botany* **57**:7-20.

Perales, H.R., B.F. Benz y S.B. Brush. 2005. Maize diversity and ethno-linguistic diversity in Chiapas, Mexico. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **102**:949-954.

Peralta, V.M. 1983. *Caracterización fenológica y morfológica de formas de nopal* (Opuntia *spp.*) *de fruto (tuna) en el altiplano potosino-zacatecano*. Tesis profesional, Universidad Autónoma de Aguascalientes, Aguascalientes, México.

Pressoir, G., y J. Berthaud. 2004a. Patterns of population structure in maize landraces from the Central Valleys of Oaxaca in Mexico. *Heredity* **92**:88-94.

Pressoir, G., y J. Berthaud. 2004b. Population structure and strong divergent selection shape phenotypic diversification in maize landraces. *Heredity* **92**:95-101.

Puente, P. 2004. Situación actual del nopal silvestre *Opuntia fuliginosa* en el municipio de Auitlán de Navarro, Jalisco, en G. Esparza, M.A. Salas, J. Mena y R.D. Valdez (eds.), *Memoria del IX Congreso Nacional y VII Congreso Internacional sobre Conocimiento y Aprovechamiento del Nopal*. Universidad Autónoma Chapingo-Universidad Autónoma de Zacatecas-Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias, Zacatecas, pp. 202-205.

Quist, D., y I.H. Chapela. 2001. Transgenic DNA introgressed into traditional maize landraces in Oaxaca, Mexico. *Nature* **414**:541-543.

Ramírez-Marcial, N., M. González-Espinosa y G. Williams-Linera. 2001. Anthropogenic disturbance and tree diversity in montane rain forest in Chiapas, Mexico. *Forest Ecology & Management* **154**:311-326.

Reif, J.C., M.L. Warburton, X. C. Xia, D.A. Hoisington, J. Crossa *et al.* 2006. Grouping of accessions of Mexican races of maize revisited with SSR markers. *Theoretical and Applied Genetics* **113**:177-185.

Reyes-Agüero, J.A., J.R. Aguirre R. y J.L. Flores F. 2005. Variación morfológica de *Opuntia* (Cactaceae) en relación con su domesticación en la altiplanicie meridional de México. *Interciencia* **30**:476-484.

Reyes-Agüero, J.A., J.R. Aguirre, F. Carlín y A. González. En prensa. Catálogo de las principales variantes silvestres y cultivadas de *Opuntia* en la altiplanicie meridional de México. Sagarpa-Conacyt-UASLP.

Rhodes, A.M., S.E. Malo, C.W. Campbell y S.G. Carmer. 1971. A numerical taxonomic study of the avocado (*Persea americana* Mill.). *Journal of the American Society for Horticultural Science* **96**:391-395.

Rosales, R., J.A. Acosta, R.P. Durán, H. Guillén, P. Pérez *et al.* 2003. Diversidad genética del germoplasma mejorado de frijol (*Phaseolus vulgaris* L.) en México. *Agricultura Técnica en México* **29**(1):11-24.

Rosales, R., J.A. Acosta, J.S. Muruaga, J.M. Hernández, G. Esquivel *et al.* 2004. *Variedades mejoradas de frijol del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias*. Libro Técnico 6, INIFAP, Sagarpa -CIRCE-Campo Experimental Valle de México, Chapingo.

Rosales, R., S. Hernández., M. González, J.A. Acosta y N. Mayek. 2005. Genetic relationships and diversity revealed by AFLP markers in Mexican common bean bred cultivars. *Crop Science* **45**:1951-1957.

Rosales, R., J.A. Acosta, J.M. Hernández, H. González y O.S. Magaña. 2006. *FRIMEX: base de datos nacional de variedades de frijol recomendadas y sembradas en México. Vers. 1.0.*, INIFAP, Sagarpa-CIRCE-Campo Experimental Valle de México, Chapingo.

Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa, México.

Salazar-García, S., J.J. Velasco-Cárdenas, R. Medina-Torres, R. y J.R. Gómez-Aguilar. 2004. Selecciones de aguacate con potencial de uso como portainjertos: I. Prendimiento y crecimiento de injertos. *Revista Fitotecnia Mexicana* **27**:23-30.

Sánchez G., J.J., T.A. Kato Y., M. Aguilar S., J.M. Hernández C., A. López R. *et al.* 1998. *Distribución y caracterización del teocintle*. Libro técnico núm. 2, CIPAC-INIFAP, Guadalajara.

Sánchez G., J.J., M.M. Goodman y C.W. Stuber. 2000. Isozymatic and morphological diversity in the races of maize in Mexico. *Economic Botany* **54**:43-59.

Sánchez R., G., J.A. Manríquez N., F.A. Martínez M. y L.A. López I. 2001. El frijol en México: competitividad y oportunidades de desarrollo. *Boletín Informativo FIRA. XXXIII* **316**:1-87.

Sánchez-Pérez, J.L. 1999. Recursos genéticos de aguacate (*Persea americana* Mill.) y especies afines en México. *Revista Chapingo, Serie Horticultura* **5**:7-18.

Serratos-Hernández, J.A., J.L. Gómez-Olivares, N. Salinas-Arreortua, E. Buendía-Rodríguez, F. Islas-Gutiérrez *et al.* 2007. Transgenic proteins in maize in the soil conservation area of Federal District, Mexico. *Frontiers in Ecology and Environment* **5**:247-252.

Shellie-Dessert, C.K., y A.F. Bliss. 1991. Genetic improvement of food quality factors, en A. Van Schoonhoven y O. Voysest (eds.), *Common beans: Research for crop improvement*. C.A.B. International. Wallingford, U.K. y CIAT, Cali, Colombia, pp. 649-650.

Silos, H., O. Paredes, F. Guevara y J. Osuna Castro. 2002a. *Calidad y proceso de maduración del fruto. Cuaderno de Trabajo.* Sistema Nacional de Investigación Miguel Hidalgo, Querétaro.

Silos, H., E. Rodríguez, Q. Rascón, J.L. Cabrera y O. Paredes.

2002b. *Transformación genética del fruto por medio del sistema natural de* Agrobacterium tumefaciens. *Cuaderno de Trabajo.* Sistema Nacional de Investigación Miguel Hidalgo, Querétaro.

Singh, S.P., P. Gepts y D.G. Debouck. 1991a. Races of common bean (*Phaseolus vulgaris* Fabaceae). *Economy Botany* **45**:379-396.

Singh, S.P., J.A. Gutiérrez, A. Molina, C. Urrea y P. Gepts. 1991b. Genetic diversity in cultivated common bean: II. Marker-based analysis of morphological and agronomic traits. *Crop Science* **31**:23-29.

Singh, S.P., R. Nodari y P. Gepts. 1991c. Genetic diversity in cultivated common bean. I. Allozymes. *Crop Science* **31**:19-23.

Soberón, J., J. Golubov y J. Sarukhán. 2001. The importance of *Opuntia* in Mexico and routes of invasion and impact of *Cactoblastis cactorum* (Lepidoptera: Pyralidae). *Florida Entomologist* **84**:486-492.

Sotelo, A., H. Sousa y M. Sánchez. 1995. Comparative study of chemical composition of wild and cultivated beans (*Phaseolus vulgaris*). *Plant Foods for Human Nutrition* **47**:93-100.

Soto-Pinto, L., I. Perfecto, J. Castillo-Hernández y J. Caballero-Nieto. 2000. Shade effect on coffee production at the northern Tzeltal zone of the state of Chiapas, Mexico. *Agriculture, Ecosystems, and Environment* **80**:61-69.

Tamayo, J.L. 1988. *Geografía moderna de México*. 9a. ed., México.

Valenzuela-Zapata, A.G. 1994. *El agave tequilero: su cultivo e industrialización*, Trillas, Guadalajara.

Van Dusen, M.E., y J.E. Taylor. 2005. Missing markets and crop diversity: Evidence from Mexico. *Environment and Development Economics* **10**:513-531.

Vargas, M.L.P., J.S. Muruaga, J.A. Acosta, R. Navarrete, P. Pérez *et al.* 2006. *Colección núcleo de* Phaseolus vulgaris *L. del* INIFAP*: Catálogo de accesiones de la forma domesticada.* Libro Técnico número 10.

Vargas-Ponce, O., D. Zizumbo-Villarreal y P. Colunga-GarcíaMarín. 2007. In situ diversity and maintenance of traditional agave landraces used in spirits production in west-central Mexico. *Economic Botany* **61**:362-375.

Vargas-Ponce, O., D. Zizumbo-Villarreal, J. Martínez-Castillo, J. Coello-Coello y P. Colunga-GarcíaMarín. 2009. Diversity and structure of landraces of *Agave* grown for spirits under traditional agriculture: A comparison with wild populations of *A. angustifolia* (Agavaceae) and commercial plantations of *A. tequilana*. *American Journal of Botany* **96**:448-457.

Vargas-Vázquez, M.L.P., J.S. Muruaga-Martínez, R. Rosales-Serna, P. Pérez-Herrera, H.R. Gill-Langarica *et al.* 2007. Morpho-agronomical characterization of domesticated common bean core collection from Mexico. *Annual Report of the Bean Improvement Cooperative* **50**:19-20.

Violi, H.A., A.F. Barrientos-Priego, E. Escamilla-Prado, R.C. Ploetz, C. Lovatt *et al.* 2006. Persea *survival and growth in Veracruz, Mexico in areas invaded by* Phytophthora cinnamomi *and* P. citricola. Botany 2006 Conference. Botanical Society of America, California State University, Chico.

Voysest, O. 2000. *Mejoramiento genético del frijol* (Phaseolus vulgaris *L.*). *Legado de variedades de América Latina 1930-1999*, CIAT-Profriza, Cosude, Cali, Colombia.

Wellhausen, E.J., L.M. Roberts, E. Hernández Xolocotzi y P.C. Mangelsdorf. 1952. *Races of maize in Mexico: Their origin, characteristics, and distribution.* The Bussey Institution, Harvard University, Cambridge.

Zimmermann, H.G., V.C. Morán y J.H. Hoffmann. 2001. The renowned cactus moth *Cactoblastis cactorum* (Lepidoptera: Pyralidae): Its natural history and threat to native *Opuntia* floras in Mexico and the United States of America. *Florida Entomologist* **84**:543-551.

Zizumbo-Villarreal, D.P., E. Colunga-GarcíaMarín, P. Payró de la Cruz, Delgado-Valerio y P. Gepts. 2005. Population structure and evolutionary dynamics of wild-weedy-domesticated complexes of common bean in a Mesoamerican region. *Crop Science* **45**:1073-1083.

Segunda parte

Conservación de la biodiversidad en México

9 Áreas naturales protegidas y desarrollo social en México

AUTORES RESPONSABLES: Juan Bezaury-Creel • David Gutiérrez Carbonell
AUTORES DE RECUADROS: *9.1,* José Francisco Remolina, José Juan Pérez, Jaime González Cano, Norma Betancourt, Montserrat Trigo, José Antele • *9.2,* Ricardo Frías, Javier de la Maza • *9.3,* Víctor Sánchez-Cordero, Fernanda Figueroa, Patricia Illoldi, Miguel Linaje • *9.4,* Carlos Alberto Sifuentes • *9.5,* Renée González Montagut • *9.6,* Horacio Alejandro López López, Alejandro Durán Fernández • *9.7,* Roberto G. de la Maza • *9.8,* Salvador Anta Fonseca, Gustavo Sánchez
REVISORES: Sergio Graf Montero • Arturo Gómez-Pompa

CONTENIDO



Bezaury-Creel, J., D. Gutiérrez Carbonell *et al.* 2009. Áreas naturales protegidas y desarrollo social en México, en *Capital natural de México,* vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio.* CONABIO, México, pp. 385-431.

Recuadros

Resumen

En este capítulo se examina la función que desempeñan las áreas protegidas tanto en la conservación de la biodiversidad y de los servicios ambientales que proveen a la sociedad, como en el ámbito económico al proporcionar alternativas a sus pobladores para un uso sustentable de los recursos naturales.

Aquí se presentan cifras detalladas y se analiza a la población que habita en las áreas protegidas federales, los grados de marginación, los núcleos agrarios y los regímenes de propiedad.

Una vez presentados los datos básicos, se abordan aspectos de representatividad ecosistémica y efectividad de manejo atendiendo factores cruciales, como el contexto de políticas públicas, los marcos legal e institucional para su administración, los recursos humanos y financieros, los mecanismos de participación pública (poniendo atención especial en el Consejo Nacional) y los instrumentos de planeación.

Asimismo, en los mismos términos se describen primero las áreas naturales protegidas de carácter estatal y municipal, y después las privadas y las sociales.

El capítulo concluye con una propuesta para integrar un mosaico de usos diversificados del paisaje como la estrategia más viable para conservar y aprovechar sustentablemente la biodiversidad en México, utilizando la combinación de los diversos instrumentos disponibles para planificar el uso del suelo y de las aguas en un contexto de integración de esquemas de conservación, restauración y aprovechamiento sustentable de recursos naturales.

9.1 La función social de las áreas naturales protegidas

Aunque paradójicamente la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) no considera a las áreas naturales protegidas (ANP) un instrumento de política ambiental, actualmente constituyen la mejor herramienta con que cuenta México para conservar la biodiversidad y los servicios ambientales que esta proporciona a la sociedad.

Las prácticas para lograr la conservación efectiva de la excepcional biodiversidad presente en los territorios terrestre y marino del país, se deben plantear mediante un modelo basado en la necesidad de proveer bienes y servicios a su creciente población. En este sentido, aquellas estrategias de conservación de la biodiversidad mexicana que no contemplen un uso sustentable de los recursos naturales por las poblaciones humanas que han habitado su territorio por décadas, siglos o milenios serán, salvo contadas excepciones, estrategias condenadas al fracaso.

La mayor parte de las ANP mexicanas se han visto como zonas de usos múltiples, en las cuales la magnitud y la forma en que se desarrollan las actividades económicas son limitadas porque el uso sustentable de los recursos naturales no se hace con una visión de largo plazo. Esto significa que las ANP no se encuentran al margen de la economía nacional, sino que el aprovechamiento de sus recursos se debe hacer desde una perspectiva de conservación.

9.1.1 Población en las áreas naturales protegidas

Antes de que la mayor parte de las ANP fueran declaradas como tales, en ellas ya existían grupos humanos habitando y utilizando legalmente sus recursos. De acuerdo con el análisis de la información censal del INEGI,[1] en el territorio de las cerca de 900 ANP que cuentan con algún decreto federal, estatal, del Distrito Federal o municipal vigente, así como en las áreas destinadas voluntariamente a la conservación certificadas por la Federación y en las ANP privadas y comunitarias, 279 de ellas contaban con la presencia de asentamientos humanos (95 federales, 127 estatales, cuatro del D.F., 11 municipales, 20 certificadas y 22 privadas y sociales). La población registrada en las ANP en el año 2005 (aproximadamente 3 448 470 habitantes) representaba 3.34% de la población total nacional. Una situación que afecta de forma considerable esta cifra es la presencia de un importante componente poblacional en parques nacionales ubicados en las zonas metropolitanas de la Ciudad de México y de Monterrey: 857 323 habitantes (Vargas-Márquez 1997), cifra que se mantuvo durante el periodo 1990-2005. Excluyendo esta población metropolitana, los habitantes registrados en ANP (2 591 147) en el año 2005 representaban 2.5% de la población total del país y 5.7% de la población rural nacional (1 376 378 habitantes) (cuadro 9.1).

El índice de marginación de quienes habitan las ANP es significativo, ya que algo más de la mitad de la población se clasifica en: muy alto, alto y mediano, en alrededor de 93% de las localidades (cuadro 9.2). Es importante señalar la presencia de comunidades indígenas como un componente de esta situación.

Cuadro 9.1 Población en las áreas naturales protegidas federales, estatales, municipales, privadas y sociales, 1990-2005

	1990			1995			2000			2005	
	Población	**Locali-dades**	**%Δ pobl.**	**Población**	**Locali-dades**	**%Δ pobl.**	**Población**	**Locali-dades**	**%Δ pobl.**	**Población**	**Locali-dades**
Rural (menos de 2 500)	739 227	2 212	75.02	1 293 802	5 321	4.46	1 351 480	5 446	1.84	1 376 378	8 724
Rural mixta (2 500 a 15 000)	372 225	77	11.28	414 202	90	25.44	519 577	112	13.15	587 907	123
Urbana (más de 15 000)	441 042	10	27.21	561 045	13	8.74	610 073	13	2.75	626 862	15
Subtotal	**1 552 494**	**2 299**	**—**	**2 269 049**	**5 424**	**—**	**2 481 130**	**5 571**	**—**	**2 591 147**	**8 862**
Metropolitana (México, Monterrey)	857 323	2	—	s/d	2	—	s/d	2	—	s/d	2
Total	**2 409 817**	**2 301**		**—**	**5 426**		**—**	**5 573**		**—**	**8 864**

Notas: la población urbana en 2005 incluye a Ciudad del Carmen, Camp.; Valle de Bravo, Teoloyucan, Huilango, San Rafael y San Juan Zitlaltepec, Estado de México; Tepoztlán, Mor.; Huauchinango, Pue.; Tlaxcala y Ocotlán, Tlax.; Orizaba, Río Blanco, Cd. Mendoza, Ixtaczoquitlán y Nogales, Ver. Los datos incluyen el conjunto de ANP decretadas al 31 de agosto de 2008, aun cuando algunas de ellas no habían sido establecidas en la fecha del censo o conteo correspondiente.

s/d = sin datos actualizados.

Fuente: INEGI (1992, 1997, 2002, 2006); Vargas-Márquez (1997).

Cuadro 9.2 Índice de marginación de la población establecida en las áreas naturales protegidas federales, estatales, municipales, privadas y sociales, 1995-2000

	1995					2000			
Índice de marginación	**Población total**	**%**	**Localidades**	**%**	**Incremento de la población (%)**	**Población total**	**%**	**Localidades**	**%**
Muy bajo	857 880	37.81	235	4.33	−71.56	243 978	9.83	81	1.45
Bajo	169 212	7.46	257	4.74	328.59	725 227	29.23	297	5.33
Mediano	385 690	17.00	681	12.56	−6.65	360 044	14.51	569	10.21
Alto	414 495	18.27	1 196	22.05	130.14	953 919	38.45	2 805	50.35
Muy alto	441 772	19.47	3 055	56.32	−55.19	197 962	7.98	1 819	32.65
Total	**2 269 049**	**100**	**5 424**	**100**	**9.35**	**2 481 130**	**100**	**5 571**	**100**

Notas: no se toma en cuenta población metropolitana. Los datos incluyen el conjunto de ANP decretadas al 31 de agosto de 2008, aun cuando algunas de ellas no habían sido establecidas en la fecha del censo o conteo correspondiente.

Fuente: Conapo (s/f y 2001).

Sin embargo, estos datos solamente nos ofrecen una visión parcial del número de personas que utilizan el territorio que ocupan las ANP terrestres de México. En todo el país, en el año 2000 había 1 562 ejidos y comunidades agrarias (5.2% de las 30 305 propiedades sociales en México en 2001) con porciones de su superficie de uso común comprendidas en las ANP federales (INEGI 2001). Con objeto de establecer un contexto más actual, tomando en cuenta las ANP establecidas hasta junio de 2008, de acuerdo con las bases de datos de Obsinter (2007), que cuentan con información actualizada hasta fines de 2004, 1 879 núcleos agrarios se ubicaban total o parcialmente en las ANP federales (excluyendo las áreas destinadas de forma voluntaria a la conservación, certificadas por la Conanp), 1 385 en las ANP estatales y 95 en las municipales, lo que representa un total de 3 359 núcleos agrarios que equivalen a 10.7% de los 31 480 núcleos reportados por el INEGI (2007) a fines de 2006.

Recuadro 9.1 Proyecto Dominó: estrategias de manejo social del tiburón ballena en el Área de Protección de Flora y Fauna Yum Balam, Yucatán

José Francisco Remolina • José Juan Pérez • Jaime González Cano • Norma Betancourt • Montserrat Trigo • José Antele

En el extremo noreste de la Península de Yucatán, donde confluyen las aguas del Mar Caribe y del Golfo de México, se presenta una zona de surgencia de aguas profundas con gran cantidad de nutrientes que favorece una alta productividad de plancton, cuya consecuencia es el aumento de toda la cadena trófica; aquí se encuentran grandes agrupaciones de peces, tortugas marinas, rayas y mantarrayas, peces picudos, delfines y varias especies de tiburones.

Es en este sitio donde los pescadores locales tradicionalmente han observado la presencia del tiburón ballena (*Rhincodon typus*), conocido como "dominó" por la similitud de sus marcas redondas en la piel con las del juego de mesa. Este tiburón nunca se ha utilizado como carnada ni como producto pesquero. El total de personas que habitan en las comunidades pesqueras de Holbox y Chiquilá es de solo 3 000, pero la gran mayoría participaron activamente en la gestión del decreto de la reserva y de su normatividad.

En el año 2002, algunos pescadores de la Isla de Holbox pensaron que a los turistas les podía interesar ver los grupos de delfines y dominós. Llevaron a algunos visitantes y en escasos dos meses la cantidad llegó a 300. Posteriormente se percataron de que la actividad de observación y nado con el dominó podía poner en riesgo a los animales, así que los interesados pidieron apoyo a la dirección del Área de Protección de Flora y Fauna Yum Balam y en mayo de 2003 se realizó un taller con el apoyo financiero del WWF, donde se definieron las estrategias para el manejo y conservación del tiburón ballena en coordinación con autoridades, organizaciones civiles, científicos y actores sociales. Los problemas que se identificaron son: incremento del número de turistas y comportamiento inadecuado de los mismos; aumento de solicitudes de prestadores de servicios para realizar la actividad; inspección y vigilancia inexistente; marco jurídico poco claro; escasa información sobre la historia natural de la especie y su hábitat que contribuyera a la toma de decisiones; riesgos para los turistas y para los tiburones, y conflictos con otros grupos de pescadores. Algunos resultados importantes de ese taller fueron la creación de un código de ética y una ruta crítica en la que participaron las autoridades, los permisionarios y los guías con la finalidad de comenzar la investigación biológica, social y económica, regular la actividad y mejorar la calidad de las visitas.

La regularización de las actividades por parte de la Dirección General de Vida Silvestre y la Conanp se basó en el condicionamiento de solicitar permisos por temporada (de junio a agosto) y en el cumplimiento de lo establecido en el código de ética acordado. Tanto quienes solicitaron permisos para embarcaciones como los guías formalizaron su compromiso y participaron en cinco cursos-talleres divididos en tres temas: seguridad, primeros auxilios y salvamento acuático; conocimientos sobre biología y ecología de la especie y su hábitat, y servicio turístico. Después de que tomaron los cursos de capacitación, cada uno de los guías presentó un examen de certificación.

Se determinaron las acciones inmediatas a seguir para las regulaciones permanentes, entre las que destacan: *a*] avanzar

Cuadro 1 Resumen de actividades de ecoturismo y su regulación en el APFF Yum Balam, 2002-2008

Temporada	Permisos de la Conanp	Guías comunitarios capacitados	Visitantes	Ingresos directos[a]
2002	—	—	300	—
2003	—	24	2 000	1 600 000
2004	42	90	6 593	5 280 000
2005	53	84	9 091	7 280 000
2006	74	91	12 900	10 320 000
2007	80	47	14 000	11 200 000
2008	90	180[b]		

[a] Considerando 800 pesos por persona, sin incluir gastos indirectos de hoteles, restaurantes y transporte.
[b] Incluye guías ya certificados en proceso de actualización.

Recuadro 9.1 [*concluye*]

en el conocimiento de la dinámica poblacional y en la distribución espacio-temporal del tiburón ballena en la zona del Caribe mexicano; *b*] contribuir al conocimiento del comportamiento del tiburón ballena; *c*] determinar genéticamente la relación de la población de tiburón ballena en la zona con las poblaciones del Caribe, del resto del Atlántico y de otros lugares del mundo; *d*] establecer medidas para regular el manejo de la especie, y *e*] determinar el efecto socioeconómico de la actividad turística en conjunto con las comunidades del APFF Yum Balam.

Al finalizar cada temporada, los participantes evalúan los resultados de manejo, lo que permite mejorar la actividad. La regularización de la actividad entre 2003 y 2008 representó un aumento en el nivel de vida de las comunidades del Área Natural Protegida (también hay permisionarios fuera del ANP, pero no se incluyen en el cuadro 1 porque su actividad no está documentada).

Desde el punto de vista de la investigación, la recopilación de datos científicos que los permisionarios registran durante las salidas, junto con la información que aporta el equipo de investigadores del Proyecto Dominó, ha permitido ubicar geográficamente 2 864 individuos de tiburón ballena, lo que nos lleva a pensar que en esta zona se reúne la mayor cantidad de tiburones ballena en el mundo. Otro resultado es una propuesta de la comunidad para recategorizar esta área como Reserva de la Biosfera Yum Balam y ampliarla a una extensión de 313 024 hectáreas.

Esta experiencia de conservación de una especie silvestre, en un proceso social en el que los avances se van logrando paulatinamente y los permisionarios y guías toman mayor conciencia de lo excepcional de esta actividad, favorece el cumplimiento de las reglas que se han establecido para conservar la especie en este lugar. Las razones que explican que el proceso esté siendo exitoso son: *1*] la participación de todos los actores; *2*] la generación de conocimientos biológicos y socioeconómicos en conjunto con las comunidades para contar con soporte técnico; *3*] la recuperación del conocimiento tradicional; *4*] se da preferencia a los pobladores locales; *5*] se fortalecen los aspectos legales y la vigilancia con la participación de los actores locales, y *6*] se cuenta con los elementos para evaluar y dar seguimiento al proyecto en todos los aspectos.

9.1.2 Régimen de propiedad territorial y áreas naturales protegidas

Una característica crucial para entender la función social del manejo de las ANP en México es el hecho de que, salvo en contados casos, en los decretos que las establecen la propiedad de la tierra no es afectada por una expropiación. Las ANP y su zonificación se establecen por medio de un decreto en el que se definen las "modalidades" de la propiedad; en el programa de manejo, por su parte, comúnmente se determinan la subzonificación y las reglas administrativas de acuerdo con el contenido de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA), regulando los usos del suelo y el aprovechamiento de los recursos naturales. Esta situación se deriva de la propia Constitución mexicana, que en su artículo 27 establece que "La propiedad de las tierras y aguas comprendidas dentro de los límites del territorio nacional corresponde originariamente a la Nación, la cual ha tenido y tiene el derecho de transmitir el dominio de ellas a los particulares constituyendo la propiedad privada", asimismo indica que "La Nación tendrá en todo tiempo el derecho de imponer a la propiedad privada las modalidades que dicte el interés público, así como el de regular, en beneficio social, el aprovechamiento de los elementos naturales susceptibles de apropiación, con objeto de hacer una distribución equitativa de la riqueza pública, cuidar de su conservación". También es importante señalar que los límites impuestos por la Constitución sobre la propiedad de las tierras se refieren exclusivamente a la superficie de los predios, ya que la propiedad del subsuelo y de los recursos que contiene, así como el de todas las aguas continentales y marinas se considera del dominio de la nación.

La estimación más reciente con respecto a la situación de la tenencia de la tierra en la superficie terrestre que comprenden las ANP federales, indica que 60% corresponde a propiedad social, cuando menos 20% a propiedad pública y alrededor de 12% a propiedad privada (cuadro 9.3).

El 23% de la superficie de las ANP federales corresponde a 4.5 millones de hectáreas de zonas marinas, donde la propiedad de las aguas es indiscutiblemente nacional, aun cuando en esta superficie existen usuarios legales de

Cuadro 9.3 Tipo de propiedad del suelo en la porción terrestre de las áreas naturales protegidas federales

Tipo de propiedad	Porcentaje
Social (ejidos y comunidades)	60.34
Privada	12.01
Pública	20.38
Datos no disponibles (social, privada o pública)	7.27
Total	**100**

Notas: propiedad social ajustada con datos agrarios de Obsinter (2007). Los datos incluyen el conjunto de áreas naturales protegidas decretadas al 31 de agosto de 2008.

Fuentes: programas de manejo de las ANP publicados por el INE y la Conanp; estudios previos justificativos para decretar nuevas ANP (Conanp); Vargas-Márquez (1997).

Cuadro 9.4 Propiedad del territorio en las áreas naturales protegidas federales

Tipo de propiedad	Porcentaje
Propiedad social y privada terrestre	55.8
Propiedad pública terrestre y de aguas nacionales interiores	15.6
Propiedad pública de aguas nacionales marinas	22.9
Datos no disponibles (social, privada o pública)	5.7
Total	**100**

Notas: propiedad social ajustada con datos de Obsinter (2007). Los datos incluyen el conjunto de ANP decretadas al 31 de agosto de 2008.

Fuentes: INEGI (2001a); programas de manejo de las ANP publicados por el INE y la Conanp; estudios previos justificativos para decretar nuevas ANP (Conanp); Vargas-Márquez (1997).

los recursos pesqueros que realizan actividades extractivas y de navegación, entre otras.

Finalmente, tomando en cuenta tanto la porción terrestre del territorio mexicano como las zonas marinas sobre las cuales la nación ejerce su jurisdicción, la "propiedad" territorial de los espacios donde se ubican las ANP federales es pública solamente en cuando menos 39% de su superficie, y es propiedad de los ciudadanos en alrededor del 56% restante (cuadro 9.4).

Considerando la superficie de las ANP hasta junio de 2008 y utilizando las bases de datos de Obsinter (2007), actualizadas hasta fines de 2004, 8 988 104 hectáreas de los núcleos agrarios se ubicaban en ANP federales (excluyendo las áreas sujetas a conservación voluntaria), 1 706 410 hectáreas en ANP estatales y 27 944 hectáreas en municipales, lo que representa un total de 10 722 458 hectáreas en núcleos agrarios o 58% de la superficie terrestre de las ANP gubernamentales.

No obstante que en términos generales imponer modalidades a la propiedad representa la opción más adecuada por las condiciones reales que existen en México, es necesario asegurar la tenencia de la tierra por lo menos en las subzonas de protección de las zonas núcleo, en las subzonas de preservación de las zonas de amortiguamiento o en sitios críticos de las ANP mediante esquemas de compra o de expropiación, los cuales se deben considerar como una alternativa para garantizar la conservación. Asimismo, los esquemas de compensación y los programas específicos de apoyo a las comunidades deberán fortalecerse en las ANP para aumentar la probabilidad de garantizar su viabilidad al involucrar a los principales actores en cada sitio.

Es significativo que los primeros movimientos sociales que polemizan sobre la imposición de modalidades a la propiedad en las ANP, provengan de grupos organizados en los que participan pobladores de áreas ubicadas en sitios con conflictos agrarios y con fuerte presencia de población rural (Anónimo 2004, 2005), como en la Reserva de la Biosfera Montes Azules en Chiapas, que presentan invasiones de terrenos que pertenecen a la Comunidad Zona Lacandona dentro y fuera de las ANP; en Los Tuxtlas, Veracruz, donde las zonas núcleo de ANP representan la última expropiación realizada para crear una ANP en 1998; en la Sierra de Manantlán, en Jalisco, donde habitantes con intereses madereros se opusieron al decreto, y en Pantanos de Centla, en Tabasco.

9.2 Las áreas naturales protegidas de México

No obstante la larga tradición de uso de las ANP como instrumento de conservación en México, la mayor parte de estas existieron solamente en el papel hasta la última década del siglo XX, que es cuando verdaderamente se empieza a consolidar la capacidad del Estado mexicano para atenderlas y manejarlas adecuadamente. Es así que se les empieza a dotar de personal para su manejo, esquemas de participación social, instrumentos de planeación que indican los rumbos a seguir para su protección, recursos financieros que permiten instrumentar el conjunto de acciones para la protección y manejo de las áreas dentro del marco jurídico que establece el propio decreto, el cual sustenta legalmente su protección.

A pesar de los sólidos avances que se han alcanzado hasta la fecha, es importante reconocer que aún queda

Recuadro 9.2 Atención a grupos irregulares en la Selva Lacandona

Ricardo Frías • Javier de la Maza

Originalmente la Selva Lacandona cubría una superficie de 1.8 millones de hectáreas; en la actualidad solo queda 30% de esa cobertura. En este remanente se encuentran las reservas de la biosfera Montes Azules y Lacan-Tun, las áreas de protección de flora y fauna Chan-Kin, Nahá y Metzabok y los monumentos naturales Bonampak y Yaxchilán, que en conjunto albergan poco más de la quinta parte de la diversidad biológica del país. Las siete ANP de administración federal protegen 419 452 hectáreas. Además constituyen la reserva de agua dulce más grande y de mejor calidad con que cuenta México.

El reto más complejo y delicado que enfrenta esta área es la colonización humana. La zona lacandona, como parte de la selva maya, ha estado ocupada al menos durante 10 siglos, como lo demuestran los abundantes restos arqueológicos encontrados en el área. No obstante, el grado de daño que ha sufrido la selva en los últimos 50 años es mucho mayor al infligido en los 500 años previos: una deforestación de 70 por ciento.

El grupo legalmente propietario de la mayor parte de los terrenos en la región lacandona está compuesto de tres etnias (mayas lacandones, choles y tzeltales) que conforman la Comunidad Zona Lacandona. Además existen poblados con diversas situaciones jurídicas, algunos de ellos con dotaciones anteriores a la resolución presidencial de 1972. También hay grupos irregulares cuyas acciones agrarias culminaron con sentencias negativas del Tribunal Superior Agrario o con acuerdos de improcedencia. Se trata, por tanto, de una situación jurídica sumamente compleja, que requiere una atención inmediata.

La Selva Lacandona ha sido una región sujeta a una constante inmigración. Su tasa de crecimiento poblacional entre 1975 y 1990 se calculó en 6.7% anual. En 1980 la población total de la región lacandona era de 118 517 habitantes, en 1990 de 265 067 y para el año 2000 se estimó en 493 797. Esta tendencia se acrecentó a finales de los noventa, presumiblemente impulsada por la compleja problemática local (levantamiento zapatista, desplazados por conflictos religiosos, búsqueda de tierras para siembra, entre otros) y porque algunas personas y grupos aprovecharon la coyuntura para crear una verdadera industria de la invasión. En el momento más difícil había 43 grupos irregulares invasores —que tenían en posesión 36 545 hectáreas de terreno en las que habitaban 1 634 familias—, la mayor parte de los cuales no tienen la cultura de uso de los recursos de la selva. También son graves las condiciones de vida para las familias que se ubican ahí, sin caminos y sin acceso a los servicios básicos de salud, alimentación y educación, de manera que su permanencia en la zona marcaba un punto grave de rezago en la atención social.

Con el propósito de resolver estos problemas se creó el programa de atención a grupos irregulares en la Comunidad Zona Lacandona y en la Reserva de la Biosfera Montes Azules. Junto con la Secretaría de la Reforma Agraria se comenzó a trabajar en un esquema de atención ponderando criterios ambientales y sociales. Participaron diferentes instancias: el gobierno del Estado de Chiapas, la Coordinación para el Diálogo y la Negociación en Chiapas, el Congreso de la Unión —por medio de sus comisiones de Medio Ambiente— y la Semarnat. Es importante señalar el papel que desempeñó la sociedad civil, ya que las ONG dedicadas a la conservación de la naturaleza tuvieron una función preponderante y activa durante todo el proceso. Producto de esta coordinación entre instituciones, hasta ahora se han reubicado ocho poblados en completo acuerdo con sus pobladores; cinco poblados más en forma voluntaria desocuparon los terrenos de las reservas Montes Azules y Lacan-Tun, y la situación de dos grupos que afectaban diferentes áreas de las reservas se resolvió mediante convenios ante las autoridades agrarias. Quizá lo más importante de resaltar es que, a la fecha, la parte sur de la Reserva de la Biosfera Montes Azules se encuentra libre de grupos irregulares y que otras regiones de fundamental importancia, como la zona del Río Negro, ya se incluyen en negociaciones con la misma finalidad. Esto representa la recuperación de más de 4 500 hectáreas de terrenos dentro de las ANP, principalmente Montes Azules, en un importante grado de recuperación mediante trabajos de campo efectuados por la Comunidad Zona Lacandona para favorecer los procesos de regeneración natural, con la asesoría de grupos académicos y especialistas en el tema. Sin duda alguna, el éxito de estas iniciativas se debe a la coordinación y a la participación comprometida de las instituciones responsables, así como al principio de colectivizar la problemática al resto de la sociedad (incluso el EZLN en algún momento se sumó a estas acciones).

La Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas es la depositaria final de los terrenos recuperados. Las actividades que se realizan en la Selva Lacandona se pueden agrupar de manera resumida en dos categorías: la restauración de los terrenos recuperados y la prevención de nuevos ilícitos mediante la aplicación de proyectos comunitarios y vigilancia.

mucho por hacer para salvaguardar el patrimonio biológico y paisajístico que se encuentra en las ANP, logrando el mantenimiento de los servicios ambientales que proveen a la sociedad y compensando equitativamente a los dueños de las tierras, quienes al conservar la naturaleza mantienen estos servicios.

Las ANP federales, estatales, municipales, sociales y privadas abarcan en conjunto 9.85% de la superficie terrestre de México (Fig. 9.1). Este porcentaje de superficie es inferior al porcentaje promedio de cobertura de ANP en todo el mundo, el cual en 2003 representaba 11.5% de la superficie terrestre del planeta (Chape *et al.* 2003), y en 2006 abarcaba un total de 117 905 áreas protegidas (WDPA Consortium 2006).

Las ANP marinas de México abarcan un equivalente a 22.7% del mar territorial, 12% de su plataforma continental y 1.5% de la Zona Económica Exclusiva. En el ámbito marino, y debido a los avances alcanzados durante los últimos 15 años, esta cobertura es mayor a la cobertura global (0.5%) de los mares (Chape *et al.* 2003); aunque hay que tomar en cuenta que no se han establecido verdaderas ANP en aguas internacionales, que corresponden a la mayor parte de la superficie de aguas marinas del planeta (cuadro 9.5).

Debido a la gran diversidad de ecosistemas, especies y poblaciones terrestres, dulceacuícolas y marinas presentes en México, la cobertura actual de ANP todavía es insuficiente para mantener un sistema representativo, complementario, interconectado y con la redundancia suficiente que favorezca la conservación efectiva y a largo plazo, tanto de la biodiversidad como de los servicios ambientales que estos espacios brindan a la sociedad.

La superficie que abarcan las ANP constituye tan solo el indicador de la expresión territorial con cobertura legal, pero no de la efectividad en el manejo de dichas áreas. En este sentido, los pocos trabajos que se han realizado en México para evaluar la efectividad del manejo de las ANP federales y estatales (véanse recuadros 9.3 y 9.5) indican que si bien un buen número de ANP ha tenido una función importante en revertir o detener procesos de

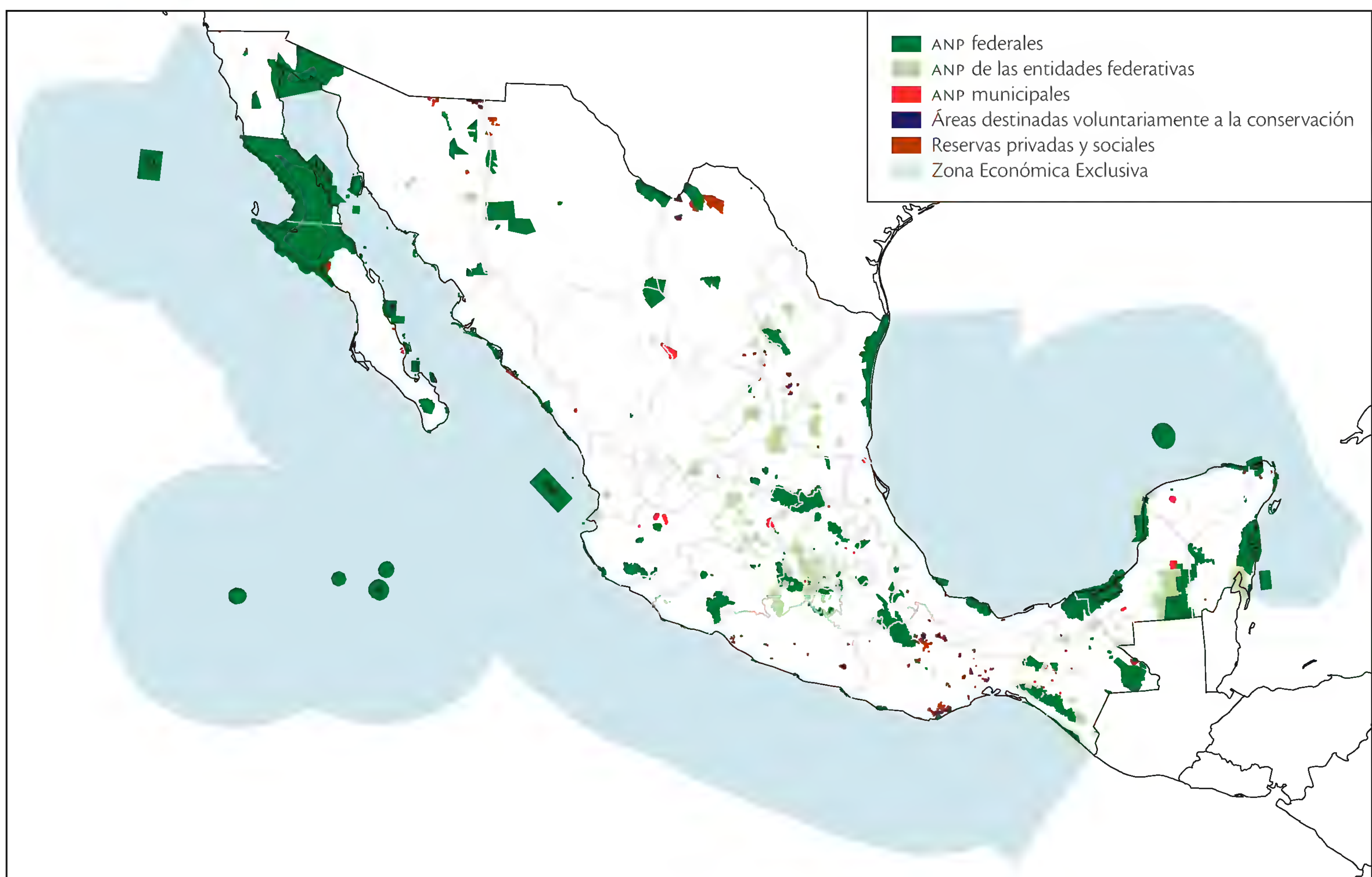


Figura 9.1 Áreas naturales protegidas para la conservación, el aprovechamiento sustentable y la restauración de recursos naturales.

Cuadro 9.5 Cobertura territorial de las áreas naturales protegidas (hectáreas)

	Total	Terrestre	Porcentaje de superficie terrestre del país	Marina
ANP federales	19 815 364	15 311 323	7.79	4 504 041
ANP estatales y del Distrito Federal	3 309 418	3 071 479	1.56	237 939
ANP municipales	124 065	124 065	0.06	0
Áreas destinadas voluntariamente a la conservación (ADVC)[1, 2]	202 670	202 670	0.10	0
Áreas certificadas por las entidades federativas[2] (cifra aproximada)	7 054	7 054	0.00	0
Reservas privadas y sociales[2] (cifra aproximada)	637 123	637 123	0.32	0
Total	**24 095 694**	**19 353 714**		**4 741 980**

Notas: superficie en SIG en hectáreas, con excepción de ADVC, áreas certificadas por las entidades y reservas privadas y comunitarias; superficie basada en el instrumento que las sustenta. Los datos incluyen el conjunto de ANP decretadas al 31 de agosto de 2008.

[1] Certificadas por la Conanp (visítese <*http://www.conanp.gob.mx/areas_certi.html*>).

[2] No incluidas en ANP federales, estatales o municipales.

Fuentes: Bezaury-Creel *et al.* (2007, 2008a, b, d).

Recuadro 9.3 Efectividad de las áreas naturales protegidas de México

Víctor Sánchez-Cordero • Fernanda Figueroa • Patricia Illoldi • Miguel Linaje

En todo el mundo las áreas naturales protegidas se consideran la principal herramienta de conservación de la biodiversidad. Actualmente se reconoce la necesidad de evaluar la capacidad de estas para cumplir sus objetivos y, por ello, se están desarrollando marcos de evaluación sistemáticos y aplicables en diversos contextos (Bruner *et al.* 2001). Entre los enfoques de evaluación se encuentran los análisis de la integridad de los sistemas naturales, de los que se obtienen indicadores como los cambios en la cobertura vegetal dentro y fuera de las ANP (FAO, 1996). Para este trabajo evaluamos la capacidad que han tenido algunas ANP federales, estatales y municipales terrestres en México para conservar la vegetación primaria y para detener el crecimiento de las superficies transformadas (agricultura, pastizales cultivados, vegetación inducida, plantaciones forestales y asentamientos humanos).

Se seleccionaron 44 ANP federales, 36 estatales y una municipal: *1*] decretadas antes de 1997; *2*] con una superficie de > 1 000 hectáreas, y *3*] con más de 70% de su superficie en una sola ecorregión. Se calculó la tasa de cambio de las coberturas de vegetación primaria (ecuación 1) y de superficie transformada (ecuación 2) entre 1993 y 2002, para cada ANP seleccionada, su respectiva área circundante [área construida (AC) en una plataforma de SIG, en forma de un cinturón de 10 km a partir del límite del ANP] y para las ecorregiones en las que se ubican. De las áreas circundantes se excluyeron zonas cubiertas por mar, por otras ANP (incluidas o no en el análisis) y superficies correspondientes a otros países. Las áreas transformadas para las ANP seleccionadas, sus áreas circundantes y ecorregiones se obtuvieron de las *Cartas de uso actual del suelo y vegetación*, series II y III escala 1:250 000, elaboradas por el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI 2001, 2005; <*www.inegi.gob.mx*>).

Se consideraron como ANP efectivas aquellas con una menor tasa de pérdida de vegetación primaria (o menos crecimiento de superficie transformada) respecto a su AC y, como no efectivas, las ANP en las que los procesos de pérdida de vegetación natural o de incremento de superficie transformada fueron mayores que en el AC. Para estas dos categorías se designaron como ANP amenazadas aquellas que presentaron una mayor tasa de pérdida de vegetación primaria (o más crecimiento de superficie transformada) que sus respectivas ecorregiones. Finalmente, se consideraron ANP

Ecuación 1	Ecuación 2
$TC = \left(\frac{S_1}{S_2}\right)^{1/t} - 1$	$TC = \frac{(S_1 - S_2)/ST}{N}$
TC = Tasa de cambio en la vegetación primaria S_1 = Superficie cubierta con vegetación primaria en t_1 S_2 = Superficie cubierta con vegetación primaria en t_2 t = Número de años transcurridos entre t_1 y t_2	TC = Tasa de cambio S_1 = Superficie transformada inicial S_2 = Superficie transformada final ST = Superficie total N = Años transcurridos

deterioradas aquellas que no mostraron vegetación primaria desde 1993. Se realizó una reclasificación para las áreas en las que el ANP o el AC presentaron más de 70% de superficies transformadas o menos de 20% de vegetación primaria, bajo el supuesto de que en ellas una baja tasa de cambio puede derivarse de la ausencia de áreas susceptibles de ser utilizadas en actividades productivas, en cuyo caso podría darse una clasificación errónea.

El 56.8% de las ANP federales y 57.1% de las estatales tuvieron una menor tasa de pérdida de vegetación primaria respecto a su AC; en algunos casos se trató de una mayor tasa de recuperación de la vegetación primaria que en el exterior (cuadro 1; Figs. 1 y 2). En contraste, 66% de las ANP federales, 74.3% de las estatales y la municipal presentaron menores tasas de crecimiento de la superficie transformada (o mayor reducción de ella) respecto a su AC (cuadro 1, Figs. 3 y 4). En 70% de las ANP federales y en 51.4% de las estatales se observaron procesos de pérdida de vegetación primaria, mientras que en 57% de las federales y en 66% de las estatales se incrementó la superficie transformada. La diferencia en los porcentajes de ANP que tuvieron cambios en la vegetación primaria y en la superficie transformada se debe a que en parte de las ANP federales, las superficies ocupadas originalmente por vegetación primaria fueron ocupadas por vegetación secundaria y no por superficie transformada. En el ANP municipal, a pesar de la ausencia de vegetación primaria, se observó un proceso de recuperación de superficies transformadas a vegetación secundaria. En ambos tipos de análisis, para las ANP federales la categoría de manejo con la mayor proporción de áreas efectivas fue la de reservas de la biosfera (73%), seguida por la de áreas de protección de flora y fauna (67%).

Ambas metodologías son complementarias en la medida en que detectan procesos distintos: la pérdida o recuperación de la vegetación primaria y la dinámica de las superficies en uso. Además, la evaluación a partir de las superficies transformadas, al ser más laxa, permite la clasificación de ANP como efectivas, aun cuando tengan una proporción importante de vegetación secundaria, la cual puede ser un factor fundamental en los procesos de regeneración natural de los ecosistemas, el mantenimiento de ciertos servicios ecosistémicos y de poblaciones de ciertos taxa.

Las evaluaciones cuantitativas y sistemáticas de ciertos indicadores de la integridad ecológica de las ANP son fundamentales para conocer el desempeño de estas áreas, además de que complementan adecuadamente las evaluaciones que se han venido realizando a partir de información cualitativa (las percepciones sociales del personal que labora en las ANP y de organizaciones civiles con proyectos en ellas); en este caso, para evitar sesgos en la información, las evaluaciones cualitativas deberían incorporar las percepciones de los múltiples actores sociales que participan en las ANP. Además, para que las evaluaciones de efectividad, en general, sean realmente integrales, es necesario incorporar a ellas otros criterios de efectividad, así como los costos sociales asociados a las medidas de conservación, análisis que deberán realizarse a escalas espaciales más detalladas (Figueroa y Sánchez-Cordero, 2008). Este trabajo constituye el primer estudio cuantitativo y sistemático de las ANP en México y permitió detectar procesos, en un porcentaje importante de estas áreas, que es necesario abordar para revertir las tendencias de deterioro.

Cuadro 1 Porcentaje de ANP federales, estatales y municipales según categorías de efectividad y tipo de análisis, con datos de recuperación y pérdida de vegetación primaria

Análisis	Tipo de ANP		E	EA	NE	NEA	D	Total
Vegetación primaria	Federal	Recuperación	13.6	0.0	9.1	2.3	4.6	29.6
		Pérdida	29.6	13.6	13.6	13.6	0.0	70.4
	Estatal	Recuperación	34.3	0.0	5.7	0.0	8.6	48.6
		Pérdida	11.4	11.4	14.3	14.3	0.0	51.4
	Municipal						100.0	100.0
Superficies transformadas	Federal	Incremento	29.5	2.3	6.8	18.2		56.8
		Reducción	34.1	0.0	9.1	0.0		43.2
	Estatal	Incremento	20	20	14.3	11.4		65.7
		Reducción	34.3	0.0	0.0	0.0		34.3
	Municipal	Reducción	100					100

E = efectivas; EA = efectivas amenazadas; NE = no efectivas; NEA = no efectivas amenazadas; D = deterioradas.

Recuadro 9.3 [*concluye*]

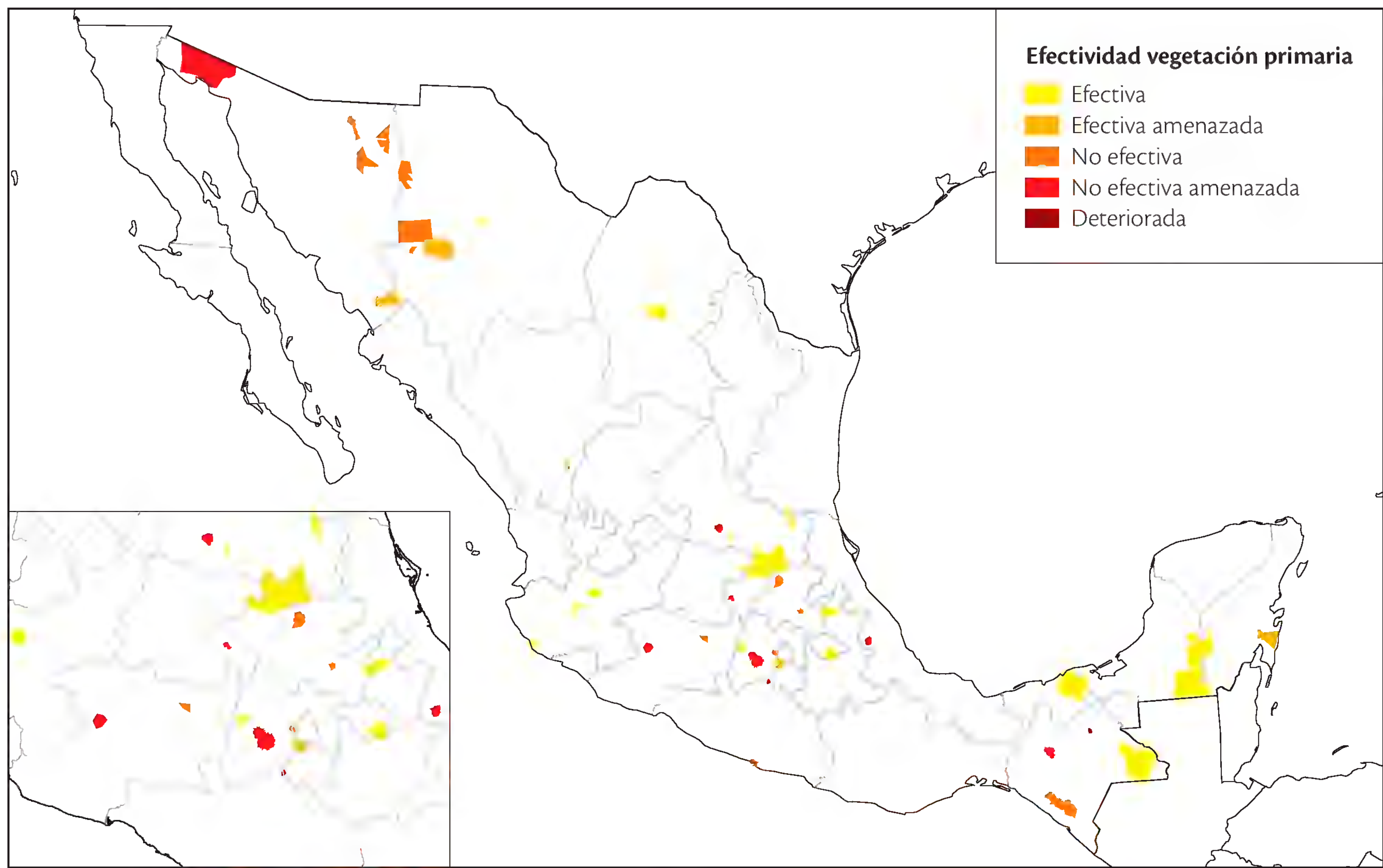


Figura 1 Evaluación de las áreas naturales protegidas federales por vegetación primaria.

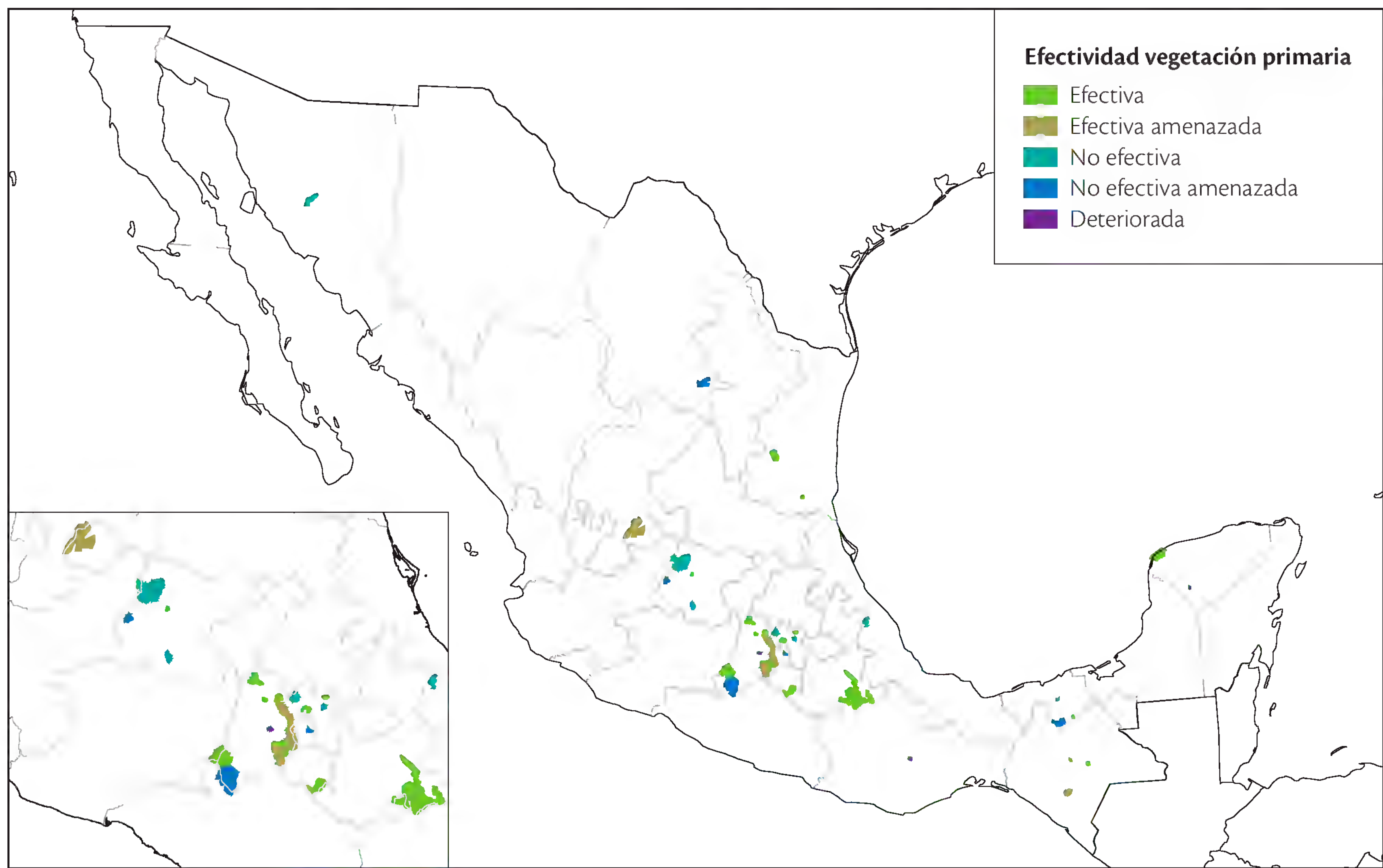


Figura 2 Evaluación de las áreas naturales protegidas estatales por vegetación primaria.

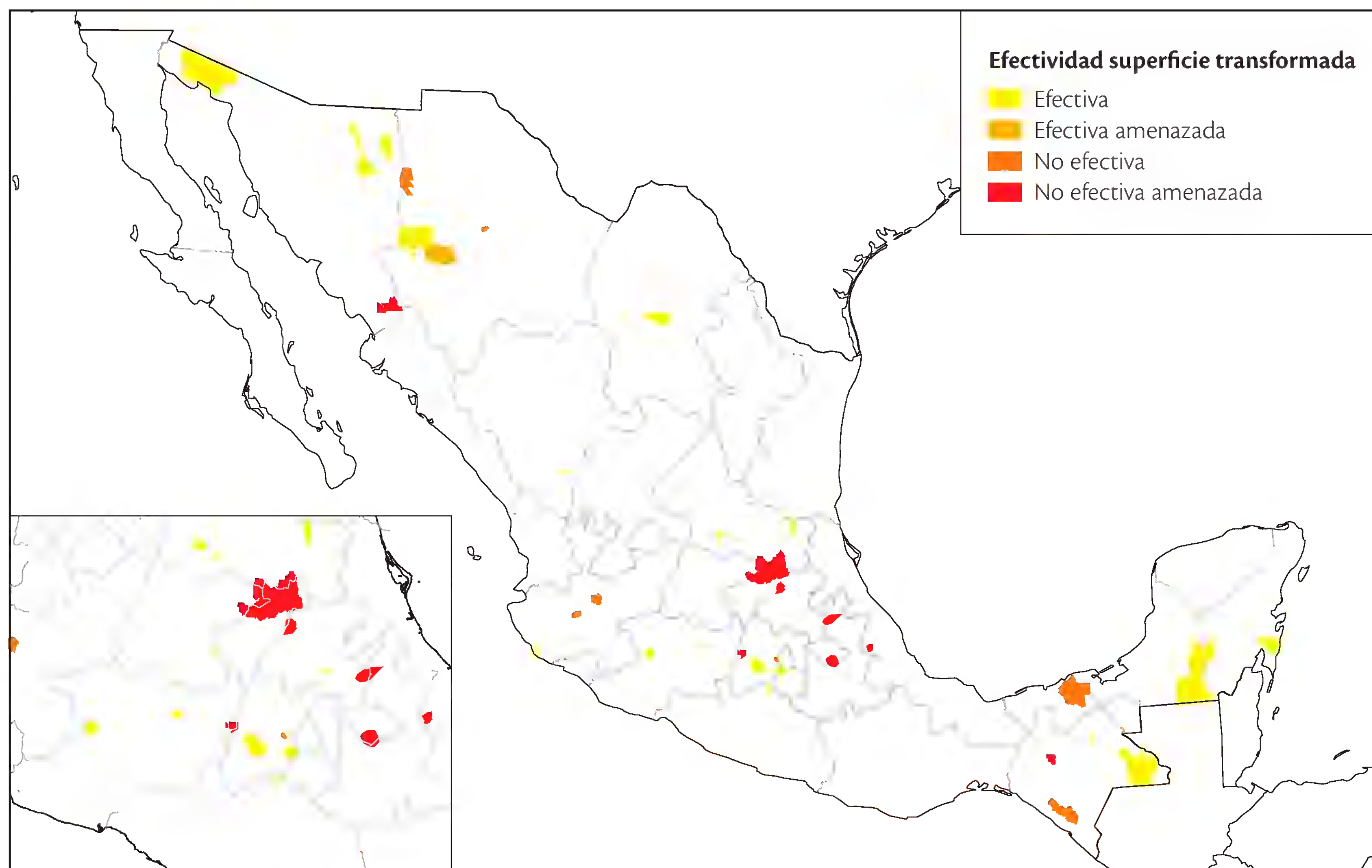


Figura 3 Evaluación de las áreas naturales protegidas federales por superficie transformada.

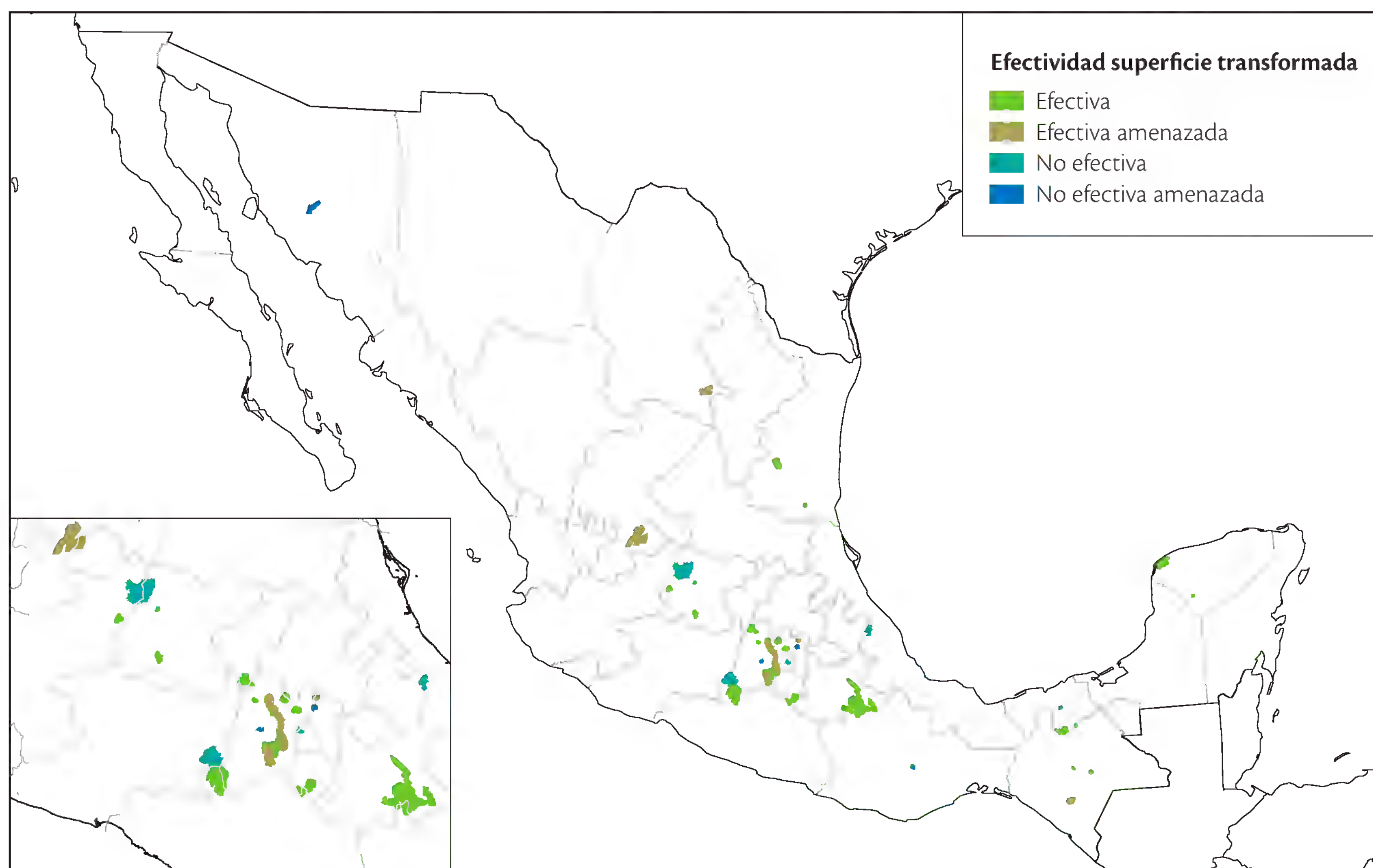


Figura 4 Evaluación de las áreas naturales protegidas estatales por superficie transformada.

cambio de uso del suelo, todavía hay un alto porcentaje de ANP en las que los procesos de cambio han sido más intensos que en sus respectivos contextos geográficos.

Con el objetivo de visualizar, aunque solo sea parcialmente, lo que se ha logrado alcanzar en México en cuanto al desarrollo de las capacidades necesarias para el manejo de sus áreas naturales protegidas, se describe el desarrollo a lo largo del tiempo de algunos de los "factores cruciales" planteados por Carabias *et al.* (2003), como el contexto de políticas públicas en las que están insertas, el marco legal que las sustenta, el marco institucional para su administración, los recursos humanos y financieros destinados a su conservación y manejo, los mecanismos de participación pública establecidos y los instrumentos de planeación utilizados para su conservación y manejo.

9.2.1 El Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas

Un sistema de áreas naturales protegidas debe incluir un grupo de áreas seleccionadas en forma lógica y organizada, las cuales en conjunto conformen una red en la que los diversos componentes conserven diferentes porciones de la biodiversidad (Glowka *et al.* 1994). La situación que prevalece en las ANP de México, al igual que en la mayor parte de los países, no responde a este postulado, ya que el establecimiento de sus respectivas áreas protegidas ha sido el resultado de esfuerzos casuísticos efectuados a lo largo del tiempo por diversas administraciones gubernamentales, con diferentes mandatos y orientados a proteger una gran diversidad de atributos del medio natural.

El Consejo Nacional de Áreas Naturales Protegidas, órgano asesor del secretario de Medio Ambiente, planteó en 1996 que se evitara que el Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Sinap) incluyese solamente a las ANP federales, tal como estaba previsto a partir de 1988 en la primera versión de la LGEEPA. Ahora, la nueva concepción legal del Sinap incluye todas aquellas "áreas que por su biodiversidad y características ecológicas sean consideradas de especial relevancia en el país". Por tanto, la concepción del sistema nacional no necesariamente incluye todas las ANP federales y al mismo tiempo no excluye aquellas de interés para los estados, los municipios o para los particulares, cuya relevancia justifica su inclusión.

Hasta fines de 2008 se habían incorporado al Sinap 57 de las 161 ANP federales con un total de 11 980 800 hectáreas, lo que representa 60.5% de la superficie de estas áreas, así como un ANP estatal, la Reserva de la Biosfera El Cielo, con una extensión de 144 530 hectáreas. Así, actualmente un total de 58 ANP —con una superficie SIG de 12 115 837 hectáreas— integran el Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas de México (cuadro 9.6).

En la legislación de 27 de las 32 entidades federativas del país se plantea la creación de sistemas estatales o locales de áreas naturales protegidas con diversas modalidades (cuadro 9.7). De estos 27 estados, solo cinco (Distrito Federal, Guanajuato, Michoacán, San Luis Potosí y Tabasco) efectivamente han incorporado ANP mediante diversos instrumentos jurídicos a sus respectivos sistemas.

Es importante reconocer que a lo largo del tiempo en México se han establecido muchas ANP sin saber realmente qué es lo que se estaba protegiendo. La investigación para elaborar inventarios de taxa seleccionados es una tarea de enorme importancia. Esto significa que hemos estado protegiendo intuitivamente o basados en la escasa información existente. La CONABIO y los centros de investigación deberán desempeñar una función cada vez más importante en este tema. Es fundamental que la investigación e información científicas sean la base de la planeación para el establecimiento de las futuras ANP.

En México se han realizado una serie de evaluaciones espaciales preliminares sobre la distribución de la biodiversidad y las amenazas a su persistencia, en los ámbitos de ecorregiones, regiones y sitios, tanto para los ecosistemas terrestres (Ramos 1987; Gómez-Pompa y Dirzo 1994; BSP *et al.* 1995; Dinerstein *et al.* 1995; Olson y Dinerstein 1998; Mittermeier *et al.* 1999, 2002; Arriaga-Cabrera *et al.* 2000; Olson *et al.* 2000) como los costero-marinos (Almada-Villela 1992; Olson *et al.* 1996; Olson y Dinerstein 1998; Arriaga-Cabrera *et al.* 1998a; Sullivan y Bustamante 1999) y los dulceacuícolas (Olson y Dinerstein 1998; Olson *et al.* 1998; Arriaga-Cabrera *et al.* 1998b; Abell *et al.* 2000). A partir de 2004, y como resultado de la adopción por parte de México del Programa de Trabajo sobre Áreas Protegidas —suscrito en la Séptima Reunión de las Partes (COP-7) del Convenio sobre la Diversidad Biológica, en Kuala Lumpur, Malasia—, se ha reforzado la estrategia de utilizar un enfoque inclusivo, integral y sistemático al respecto. En este proyecto han participado instituciones gubernamentales, grupos académicos y ONG con el objetivo de identificar los sitios más importantes para la conservación de la biodiversidad, evaluar los requerimientos para lograr su manejo efectivo y desarrollar una estrategia de financiamiento a largo plazo, para conseguir "el establecimiento y mantenimiento al 2010 para las zonas terrestres y al 2012 para las zonas marinas de sistemas nacionales y regionales completos, eficazmente

Cuadro 9.6 Tipos de ecosistemas comprendidos en las áreas protegidas que integran el Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas

Tipo de ecosistema		Superficie total de las ANP en el Sinap (hectáreas)	Porcentaje de la superficie de las ANP en el Sinap	Porcentaje del tipo de ecosistema en todo el país
Selva perennifolia y subperennifolia		1 264 210	10.43	13.36
Selva subcaducifolia		116 990	0.96	2.47
Selva caducifolia		492 665	4.06	2.9
Selva espinosa		208 346	1.72	10.74
Bosque de coníferas		312 557	2.58	1.86
Bosque de encino		457 067	3.77	2.94
Bosque mesófilo de montaña		154 392	1.27	8.46
Matorral xerófilo		3 831 088	31.60	6.61
Pastizal		176 107	1.45	1.4
Especial (mezquital, palmar natural y vegetación de dunas costeras)		50 981	0.42	10.8
Vegetación hidrófila		887 382	7.32	34.12
Sin vegetación aparente		449 936	3.71	47
Vegetación inducida		123 787	1.02	1.84
Otros usos		786 075	6.48	—
Total SIG		**9 311 583**	**100**	**—**
Base de datos	Ecosistemas terrestres y costeros	9 311 582	—	—
	Ecosistemas marinos	2 677 298	—	—
Total base de datos		**11 988 880**	**—**	**—**
Total ajustado (por diferencia base de datos *vs.* SIG)		**12 123 917**	**—**	**—**

Fuentes: INEGI (2005); Bezaury-Creel *et al.* (2008d).

gestionados y ecológicamente representativos de áreas protegidas" (UNEP 2004). Los resultados del análisis para identificar los sitios prioritarios terrestres y marinos se presentan en el capítulo 16 de este volumen.

9.2.2 Las áreas naturales protegidas de México en el contexto internacional

Las bases legales que sustentan a las ANP mexicanas las establece la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, que en su artículo 46 define las categorías de manejo de las ANP federales: reserva de la biosfera (RB), parque nacional (PN), monumento natural (MN), área de protección de recursos naturales (APRN), área de protección de flora y fauna (APFF), santuario (Sant.) y áreas destinadas voluntariamente a la conservación (ADVC).

En el cuadro 9.8 se indican las equivalencias entre las categorías de manejo mexicanas y las que utiliza la UICN en el ámbito mundial. En este cuadro resalta el tamaño de la superficie comprendida en la categoría VI, que representa 80.4% de la superficie total de ANP federales en México, mientras que todas las otras categorías en conjunto representan solo 19.6%. En la categoría VI se incluyen las zonas de amortiguamiento (ZA) de las reservas de la biosfera, las áreas de protección de flora y fauna y las áreas de protección de recursos naturales. Esta supuesta "disfuncionalidad" del sistema federal (Locke y Dearden 2005) no se debe entender como tal, ya que responde a las condiciones reales de México, tanto en lo que se refiere a la estructura de la tenencia de la tierra, como a la población legalmente asentada en las ANP en sus propias tierras, y no a un ideal teórico diseñado para aplicarse a realidades de otros países.

Cuadro 9.7 Sistemas de áreas naturales protegidas estatales

Modalidad de sistema estatal/local	Entidad federativa
Sistema bajo la modalidad de la LGEEPA (solo aquellas ANP de especial relevancia por su biodiversidad y características ecológicas)	Coahuila, Durango, Estado de México y Tabasco (han integrado a la fecha a su sistema estatal todas las áreas decretadas, sin valoración alguna de su importancia)
El sistema incluye ANP federales, estatales, municipales y privadas y sociales	Querétaro y Tamaulipas
El sistema incluye ANP federales, estatales y municipales	Chihuahua, Morelos, Sonora y Tlaxcala
El sistema incluye ANP estatales y municipales, así como federales administradas por el Estado	Oaxaca, Puebla y Quintana Roo
El sistema incluye ANP estatales o del D.F., municipales y privadas y sociales	Distrito Federal y San Luis Potosí
El sistema incluye ANP estatales y municipales	Campeche, Colima, Guerrero, Jalisco, Nayarit, Nuevo León, Sinaloa y Veracruz
El sistema incluye solo ANP estatales	Chiapas, Guanajuato, Michoacán y Zacatecas
La legislación no plantea la integración de un sistema de ANP	Aguascalientes, Baja California, Baja California Sur, Hidalgo y Yucatán
Se establece un sistema adicional para las ANP privadas y sociales	Nayarit y Veracruz

Fuente: legislación ambiental de las entidades federativas.

Cuadro 9.8 Clasificación de las áreas naturales protegidas federales de México en el sistema de la UICN

Categoría	Clave	ANP terrestres	ANP marinas	Superficie total (hectáreas)
Reserva natural estricta	UICN Ia	ZN-RB, Sant. (APFF Islas del Golfo de California, excepto Isla Tiburón)	ZN-RN, Sant.	2 516 105
Tierras silvestres	UICN Ib	En proyecto por medio de certificación voluntaria de ADVC	—	0
Parque nacional	UICN II	PN	—	731 195
Monumento natural	UICN III	MN, PN-arqueológicos	—	17 068
Área de manejo de hábitat/especies	UICN IV	—	PN	722 919
Paisajes protegidos	UICN V	—	—	0
Áreas protegidas con manejo de recursos	UICN VI	ZA-RB, APFF, APRN (APFF Isla Tiburón)	ZA-RB-APFF	15 938 460
Sin asignación de categoría UICN		PN degradados y APRN Las Huertas	—	5 929
Total				**19 931 676**

ZN: zona núcleo; RB: reserva de la biosfera; Sant.: santuario; RN: reserva natural; ADVC: área destinada voluntariamente a la conservación; PN: parque nacional; MN: monumento nacional; ZA: zona de amortiguamiento; APFF: área de protección de flora y fauna, APRN: área de protección de recursos naturales.

Nota: se considera la superficie del decreto complementada por superficie del SIG en caso de que el decreto no la indique.

En este sentido, el uso de categorías de manejo nacionales compatibles con la categoría VI de la UICN, conjuntamente con el desarrollo de programas específicos de apoyo a proyectos para el aprovechamiento sustentable de los recursos naturales presentes en las ANP y sus zonas aledañas, como el Programa de Conservación y Desarrollo Sustentable (Procodes, antes Proders) y el Programa de Empleo Temporal (PET), permiten explorar nuevas fórmulas para la conservación de la biodiversidad llevadas a cabo por los dueños y usuarios de los terrenos y aguas en donde esta se presenta.

El 79.6% de la superficie de las ANP federales ha sido reconocida por cuando menos una institución internacional, ya que México es parte de la Convención del Patrimonio Mundial de la Humanidad y de la Convención Ramsar de Humedales, o bien están incluidas como reser-

vas de la biosfera en el Programa del Hombre y la Biosfera de la UNESCO. Esta situación es el resultado de importantes proyectos realizados a lo largo de los últimos seis años (cuadro 9.9).

9.2.3 Áreas naturales protegidas federales

De acuerdo con las modificaciones hechas a la LGEEPA, publicadas en el *Diario Oficial de la Federación* el 16 de mayo de 2008, las áreas destinadas voluntariamente a la conservación (ADVC) ahora se consideran ANP a cargo de la Federación. Sin embargo, a diferencia de las ANP previamente contempladas por la LGEEPA que se establecieron mediante decreto del Ejecutivo federal, las ADVC se determinan mediante un certificado que expide la Semarnat, por medio de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Conanp). Así, al 31 de julio de 2008 hay un registro de 331 ANP de competencia de la Federación, 161 establecidas mediante decreto y 170 predios o conjunto de estos clasificados como ADVC mediante un certificado, los cuales se analizan en el inciso correspondiente a las ANP privadas y sociales. Es importante indicar que la Conanp adicionalmente maneja tres áreas de protección de recursos naturales, que corresponden a porciones de las cuencas de alimentación de las obras de irrigación de los distritos nacionales de riego, decretadas el 3 de agosto de 1949 y recategorizadas el 7 de noviembre de 2002, con una superficie total de 3 123 127 hectáreas, mismas que hasta fines de 2008 han sido delimitadas aunque no notificadas.

Las 161 ANP federales con decreto vigente ocupan una superficie total de 19 815 363 hectáreas, equivalente a 7.8% de la superficie terrestre e insular de nuestro país, y en ellas se encuentra una gran variedad de ecosistemas (cuadro 9.10). En cuanto al porcentaje del territorio de las entidades federativas que cuentan con ANP de carácter federal, destacan Baja California (39%), Baja California Sur (32%), Querétaro (31.4%), Campeche (24.5%) y Morelos (23.7%); solo dos estados de la República mexicana, Aguascalientes y Nayarit, carecen actualmente de ANP federales.

Contexto de políticas públicas

Aceptando de antemano que resulta aventurado intentar resumir la enorme complejidad que abarca el contexto general en el cual se desarrolla cualquier política pública en particular, y tomando como marco de referencia temporal solo los principales picos que se presentan en el establecimiento de las ANP en México (cuadro 9.11), intentamos contextualizar el fenómeno de acuerdo con las siguientes hipótesis.

En el periodo comprendido entre 1934 y 1940 se lleva a cabo una reforma agraria postergada y el Estado mexicano comienza un proceso de valoración de los bosques, mismos que se empiezan a ver como un recurso no necesariamente abundante y por ende con límites finitos, lo que genera un primer gran auge en la creación de ANP y las bases para formar una conciencia pública de los servicios que estos ecosistemas brindan a la sociedad.

Después de un largo letargo de 36 años, entre 1976 y 1982, un Estado petrolizado y próspero, que apenas supera una profunda crisis intersexenal, diversifica tanto el número como la orientación de las agencias encargadas de operar y crear ANP, intentando resaltar la función social de estas áreas como los espacios necesarios para la recreación de la población urbana, mediante el desarrollo de infraestructura en un subconjunto limitado de estas (Sistema de Parques Nacionales para la Recreación).

Durante el periodo 1982-1988 se refleja la inminente necesidad del Estado de responder a la creciente exigencia social nacional y a la tendencia internacional de institucionalizar como una política pública de Estado la protección del medio ambiente, creando por ende la Sub-

Cuadro 9.9 Áreas naturales de México inscritas en instituciones internacionales (hectáreas)

Categoría internacional	Dentro de ANP	Fuera de ANP	Superficie total
Bien inscrito en la lista de Patrimonio Mundial (natural y cultural dentro de ANP)	2 940 483	No considerado	2 940 483
Reserva de la biosfera MAB	10 460 575	65 995	10 526 570
Humedal incluido en la lista de humedales de importancia internacional de Ramsar	4 677 462	1 880 944	6 558 406
Superficie total (descontando la sobreposición entre instituciones)	**15 773 157**	**1 946 939**	**17 720 096**

Notas: actualizado al 31 de agosto de 2008. Se utiliza la superficie consignada en los registros de inscripción correspondientes.
Fuentes: UNESCO-WHC (2008); UNESCO-MAB (2008); Ramsar (2008).

Cuadro 9.10 Tipos de ecosistemas que se encuentran en las áreas naturales protegidas federales

Tipo de ecosistema		Superficie total de las ANP federales en el Sinap (hectáreas)	Porcentaje de la superficie de las ANP federales en el Sinap	Porcentaje del tipo de ecosistema en todo el país
Selva perennifolia y subperennifolia		1 363 696	6.88	14.41
Selva subcaducifolia		169 100	0.85	3.57
Selva caducifolia		826 513	4.17	4.87
Selva espinosa		240 129	1.21	12.38
Bosque de coníferas		1 028 656	5.19	6.13
Bosque de encino		998 589	5.04	6.42
Bosque mesófilo de montaña		188 247	0.95	10.31
Especial (mezquital, palmar natural y vegetación de dunas costeras)		69 729	0.35	14.78
Matorral xerófilo		6 768 178	34.16	11.68
Pastizal		245 544	1.24	1.96
Sin vegetación aparente		488 584	2.47	51.19
Vegetación hidrófila		1 165 034	5.88	44.79
Vegetación inducida		207 532	1.05	3.15
Otros usos		893 097	4.51	—
Cuerpos de agua continentales		290 714	1.47	—
Total SIG		**19 447 383**		
Base de datos	Ecosistemas terrestres y costeros	14 943 342		
	Ecosistemas marinos	4 504 041		
Total base de datos		**19 447 383**		
Total ajustado (por diferencia base de datos *vs.* SIG)		**19 815 364**		

Nota: los datos incluyen el conjunto de ANP decretadas al 31 de agosto de 2008.
Fuentes: INEGI (2005); Bezaury-Creel et al. (2008d).

secretaría de Ecología, en el seno de la cual se empieza a gestar una nueva visión de las ANP como un componente indispensable para la conservación de la biodiversidad, sin que necesariamente los recursos destinados al manejo de las ANP se aumenten en el presupuesto federal.

Entre 1988 y 1994, el impulso para lograr la apertura de la economía mexicana al ámbito internacional y la necesidad de proyectar en el extranjero un verdadero compromiso del Estado con la protección del medio ambiente, provoca el mayor incremento histórico de superficie incorporada al régimen de ANP. Es en este periodo cuando se fortalece su inserción en una política de Estado, resaltando su función como elemento importante del desarrollo social en el ámbito rural.

Entre los años 1994 y 2000 las ANP finalmente comienzan a ser atendidas sobre el terreno y dejan de representar meros instrumentos "de papel". En este periodo se inicia un proceso real de consolidación de la capacidad del Estado nacional para proteger y manejar las ANP,[2] dotándolas de personal, presupuesto, equipo y una firme base jurídica, así como de participación social; pero es también entonces cuando se empiezan a vislumbrar futuros conflictos, como resultado de una presencia institucional real en las ANP y de la consecuente aplicación de la ley, siendo el proyecto de la Salinera de San Ignacio en la RB El Vizcaíno el ícono más relevante de este fenómeno.

El periodo 2000 a 2008 refleja la creciente dificultad para crear nuevas ANP, que se manifiesta en crecientes conflictos abiertos con los sectores pesquero, turístico, agroindustrial y minero. La "Manifestación de Impacto Regulatorio" (MIR) y las modificaciones a la Ley Federal de Procedimientos Administrativos de 1996 y 2000, se

Cuadro 9.11 Evolución de la cobertura de las ANP federales (hectáreas)

Periodo	Aumento	Disminución	Recategorización
1915-1920	1 961	—	—
1920-1924	26 277	—	—
1924-1928	—	—	—
1928-1930	—	—	—
1930-1932	—	—	—
1932-1934	—	—	—
1934-1940	1 636 824	4 100	—
1940-1946	480	—	—
1946-1952	73 092	101 605	—
1952-1958	—	158	—
1958-1964	132 195	577	—
1964-1970	—	—	—
1970-1976	57 695	3 000	—
1976-1982	3 596 467	—	—
1982-1988	3 217 511	—	—
1988-1994	5 564 807	13 640	—
1994-2000	3 454 273	94 346	3 741 668
2000-2006	1 256 744	356	757 625
2006-2012*	942 869	—	127 423

* Estimación.

constituyen como el instrumento de la política de Estado para evitar una regulación desmedida y fomentar el desarrollo de la actividad económica en el país, asimismo se convierte en el principal filtro que desacelera la creación de nuevas ANP y la regulación de las mismas mediante sus programas de manejo. Este fenómeno, sin embargo, se acompaña de un fortalecimiento real de la capacidad institucional del Estado nacional para manejar adecuadamente las áreas establecidas por medio de un incremento sustancial en su presupuesto y personal, así como la consolidación de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas creada en el periodo 1994-2000.

Marco institucional

La estabilidad institucional a lo largo de los últimos 14 años en la dependencia encargada de las ANP de México, ha sido uno de los principales factores que han permitido un notable avance en su conservación y manejo, no observado desde la década de 1930, cuando Miguel Ángel de Quevedo les otorgó su primer impulso.

A partir de 1975 se empieza a desarrollar un nuevo modelo para las ANP en México, con la "Modalidad Mexicana de Reservas de la Biosfera", experimentado en las reservas de la biosfera Mapimí y La Michilía, en el estado de Durango. Los lineamientos de esta modalidad (Halffter 1984) incluyen: la incorporación de poblaciones e instituciones locales en la tarea común de conservación del germoplasma; considerar la problemática socioeconómica regional en los trabajos de investigación y desarrollo de la reserva de la biosfera; dar a las reservas independencia administrativa, encargando su gestión a instituciones de investigación que respondan ante las más altas autoridades del país, y reconocer que las reservas (y también los parques) deben formar parte de una estrategia global.

A principios de la década de los ochenta, cinco diferentes dependencias del gobierno federal eran simultáneamente responsables de la conservación de las ANP: la Secretaría de Asentamientos Humanos y Obras Públicas (SAHOP), con responsabilidades enmarcadas en una visión utilitaria de las ANP como elementos importantes del bienestar urbano desarrollando los "parques nacionales para la recreación"; la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH), encargada de administrar el resultado de 50 años de abandono de las ANP; la Secretaría de Pesca (Sepesca), con la responsabilidad de conservar las áreas marinas protegidas producto del importante esfuerzo realizado apenas una década antes (Bezaury-Creel 2004), por la Secretaría de Industria y Comercio (SIC), y ya para entonces prácticamente abandonadas; por último, el entonces Departamento del Distrito Federal (DDF) y la Secretaría de Turismo (Sectur) tenían a su cargo un reducido número de ANP federales.

Con la creación en 1982 de la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (Sedue), básicamente la administración de las ANP quedó a cargo de una sola dependencia. Sin embargo, la SARH mantuvo bajo su tutela, aunque prácticamente sin manejo alguno, las zonas protectoras forestales (a la fecha aún abandonadas) y el Parque Nacional San Pedro Mártir, en Baja California. Aunque todavía estaba muy lejos de consolidarse la capacidad institucional de la Subsecretaría de Ecología de la Sedue para el manejo de las ANP, a la instancia de esta dependencia responsable del manejo de las ANP —la Dirección General de Parques Reservas y Áreas Ecológicas Protegidas— se le sumó la compleja responsabilidad del manejo de la vida silvestre de México, creándose la Dirección General de Conservación Ecológica de los Recursos Naturales.

La gestión unificada de las ANP federales nuevamente se rompe en 1992 cuando las funciones asignadas a la

Sedue se transfieren a la Secretaría de Desarrollo Social (Sedesol) y el manejo de los parques nacionales otra vez se devuelve a la SARH. Las funciones de la Subsecretaría de Ecología las asume el Instituto Nacional de Ecología (INE), donde se ubica, con las mismas funciones y una nueva denominación más acorde con la función de desarrollo social de la Secretaría, la Dirección General de Aprovechamiento Ecológico de los Recursos Naturales (DGAERN). Con la creación de la Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (Semarnap) en 1994, una vez más se unifica el manejo de las ANP al regresar a esta dependencia los parques nacionales transferidos apenas dos años atrás a la SARH. Sin embargo, las funciones relativas a la gestión de las ANP y la vida silvestre todavía permanecen dispersas durante dos años más y no es sino hasta 1996 —cuando se crea la Unidad Coordinadora de Áreas Naturales Protegidas (UCANP), que liberada de la importante pero compleja responsabilidad de administrar la gestión de la flora y fauna silvestre de todo el país— que se logra finalmente elevar sustancialmente el perfil de las ANP de México, en los ámbitos político, social y económico. Por último, en el año 2000 se crea la Conanp como un órgano desconcentrado, ahora sectorizado en la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Marco legal

Antes de la entrada en vigor de la LGEEPA el 28 de enero de 1988, las ANP de México se establecieron con base en las leyes relativas al ramo forestal, de pesca y de caza. Posteriormente las modificaciones hechas a la LGEEPA, del 13 de diciembre de 1996, incluyeron cambios sustanciales en las bases jurídicas que regulan las ANP (véase el capítulo 6 del volumen III), destacando aquellas que se refieren a la creación de los espacios que actualmente permiten una mayor participación social, tanto para su establecimiento como en su planificación y operación (cuadro 9.12).

A partir de las modificaciones a la LGEEPA, el Ejecutivo federal emitió el Reglamento de la LGEEPA en Materia de Evaluación de Impacto Ambiental, el 30 de mayo de 2000, con importantes previsiones con respecto al uso de este instrumento de la política ambiental en las ANP, y el Reglamento de la LGEEPA en Materia de Áreas Naturales Protegidas, el 30 de noviembre de 2000.

Actualmente, la LGEEPA y sus respectivos reglamentos constituyen un fundamento bastante sólido para el manejo de las ANP, aun cuando las diversas actividades relativas al aprovechamiento de recursos naturales que se realizan en estas siguen siendo reguladas por leyes particulares en las materias respectivas, entre otras: la Ley General de Pesca y Acuacultura Sustentables del 24 de julio de 2007 y el Reglamento de la Ley de Pesca del 29 de septiembre de 1999; la Ley de Aguas Nacionales del 1 de diciembre de 1992, su modificaciones del 29 de abril de 2004 y su Reglamento del 12 de enero de 1994; la Ley Minera del 26 de junio de 1992, modificada el 24 de diciembre de 1994 y el 25 de abril del 2005; la Ley General de Vida Silvestre del 3 de julio de 2000, y la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable del 25 de febrero de 2003.

Instrumentos de planeación

Con la creación de la Sedue, por primera vez se intenta abordar el tema de las ANP de manera integral con una estrategia de diseño de políticas gubernamentales en el contexto de los Foros Nacionales de Consulta Pública, realizados en 1983.

El Programa de Medio Ambiente 1995-2000 presenta dos líneas estratégicas relacionadas con las ANP: la primera plantea la "Conservación y aprovechamiento sustentable de la biodiversidad y áreas naturales protegidas", y la segunda, la "Recuperación, activación y descentralización de parques nacionales". Para cada una de estas líneas el propio Programa define proyectos y acciones prioritarias (Poder Ejecutivo Federal 1995).

En mayo de 1996 la Semarnat publica el Programa de Áreas Naturales Protegidas de México 1995-2000, que representa la primera versión integral de una visión de Estado que pretende integrar la conservación con el manejo cotidiano de las ANP (Semarnap 1996).

El Programa de Trabajo de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas 2001-2006 vincula de manera programática las ANP con las Regiones Prioritarias para la Conservación, propuestas por la CONABIO, y con el uso de los Programas de Desarrollo Regional Sustentable (Proders, ahora Procodes) para intentar una visión de la conservación y desarrollo sustentable del paisaje (Semarnat-Conanp 2007).

El Programa Nacional de Áreas Naturales Protegidas 2007-2012 (Semarnat-Conanp 2007) propone un cambio relevante en cuanto a su ámbito de acción, al plantear como su misión "Conservar el patrimonio natural de México mediante las áreas naturales protegidas y otras modalidades de conservación", y como parte de su visión el que "la Conanp habrá encabezado la articulación de un sistema nacional de áreas protegidas y de diversas modalidades de conservación de ecosistemas"; asimismo, que

Cuadro 9.12 Evolución de la legislación federal mexicana en materia de áreas naturales protegidas

Legislación forestal	• Ley del 18 de diciembre de 1909 (Reservas Nacionales Forestales) • Ley Forestal (DOF, 08/09/1927) • Acuerdo que declara inafectables en materia de dotaciones y restituciones ejidales los parques nacionales (DOF, 07/06/1937) • Reglamento de Parques Nacionales e Internacionales (DOF, 29/05/1942) • Reglamento de la Ley Forestal (DOF, 15/09/1950)
	• Ley Forestal (DOF, 30/12/1947)
	• Ley Forestal (DOF, 16/01/1960)
	• Reglamento de la Ley Forestal (DOF, 23/01/1961)
	• Ley Forestal (DOF, 30/05/1986) • Reglamento de la Ley Forestal (DOF, 13/07/1988)
	• Ley Forestal (DOF, 22/12/1992)
Legislación para la conservación de bellezas naturales	• Ley sobre Protección y Conservación de Monumentos y Bellezas Naturales (DOF, 30/01/1930)
	• Ley sobre Protección y Conservación de Monumentos Arqueológicos e Históricos, Poblaciones Típicas y Lugares de Belleza Natural (DOF 18/01/1934)
Legislación pesquera y marina	• Ley de Pesca 1925 • Ley de Pesca 1938 • Ley de Pesca 1947 • Ley sobre la Zona Exclusiva de Pesca de la Nación (DOF, 20/01/1967) • Ley Federal para el Fomento de la Pesca (DOF, 25/05/1972) • Reformas a la Ley Federal para el Fomento de la Pesca (ZEE) (DOF, 27/12/1983) • Ley Federal del Mar (parques marinos nacionales) (DOF, 08/01/1986) • Ley Federal de Pesca (DOF, 26/12/1986)
	• Ley de Pesca (DOF, 25/06/1992)
Legislación sobre vida silvestre	• Ley Federal de Caza (DOF, 05/01/1952)
Legislación ambiental	• Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (DOF, 28/01/1988) • Reglamento de la Ley Forestal (DOF, 21/02/94) • Reforma a la LGEEPA (DOF, 13/12/1996)
	• Reglamento de la LGEEPA en materia de áreas naturales protegidas (DOF, 30/11/2000) • Reformas a la LGEEPA: subzonificación y manifestación de impacto ambiental de actividades en ANP, DOF 23/02/2005; ordenamiento ecológico del territorio, ANP marinas, DOF 12/02/2007; categorías ANP de las entidades federativas y prohibiciones zonas núcleo, DOF 05/07/2007, y áreas destinadas voluntariamente a la conservación, DOF 16/05/2008)

"El sistema incluirá a los tres órdenes de gobierno, la sociedad civil y las comunidades rurales e indígenas".

De manera particular, los programas de manejo constituyen la herramienta básica de planeación de las ANP, los cuales permiten conjuntar los esfuerzos públicos y privados que facilitan la consecución de los objetivos de conservación para los cuales estas fueron creadas. Una vez elaborada en forma participativa, la propuesta técnica de cada programa de manejo se somete a un proceso de consulta pública en el cual participan los diversos actores sociales que influyen en el área, así como las dependencias de la administración pública en los ámbitos federal, estatal o del D.F. y municipal, de acuerdo con lo que establece la LGEEPA.

Los programas de manejo vigentes se concretaron a partir de 1995, aunque desde la década de los ochenta comenzaron los procesos para su elaboración. La Dirección General de Organización y Obras en Parques Nacionales para la Recreación elaboró ocho programas maestros para ANP. En 1987 la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología desarrolló el primer planteamiento de un Plan de Manejo para la Reserva de la Biosfera Sian Ka'an. Con un donativo del Fondo Mundial para el Medio Ambiente (*Global Environmental Facility*, GEF), la Secretaría de Desarrollo Social elaboró un primer paquete de programas de manejo para las 10 ANP incluidas en el programa. Tanto la Semarnap como la Semarnat han impulsado la elaboración de estos programas, y con el apoyo de instituciones

de investigación y organizaciones conservacionistas actualmente 55 ANP federales (más un programa específico para el Complejo Insular Espíritu Santo) cuentan con un programa de manejo congruente con lo que establece la LGEEPA, lo cual representa una cobertura de 12 216 156 hectáreas y aproximadamente 62% de la superficie del total de las ANP federales con la cobertura de este instrumento de planeación y regulación.

Un instrumento adicional de planeación, dirigido a regular el uso del suelo en terrenos de propiedad privada y social dentro de las ANP, es el ordenamiento ecológico del territorio (OET). En este sentido, el OET representa el instrumento de la política ambiental mexicana que permite la coordinación entre los órdenes federal, estatal o del D.F. y municipal. Esta coordinación resulta de vital importancia para determinar usos no rurales en las ANP, ya que de acuerdo con lo que establece el artículo 115 de la Constitución, en los municipios reside la facultad de "autorizar, controlar y vigilar la utilización del suelo, en el ámbito de su competencia, en sus jurisdicciones territoriales" y "otorgar licencias y permisos para construcciones"; en tanto que la facultad de calificar el impacto ambiental que estas actividades puedan causar en las ANP y, por tanto, su viabilidad, es facultad de la Federación. Esta contradicción se evidencia de manera más aguda en las ANP donde la presión de la urbanización, ya sea debido al crecimiento de ciudades o a los desarrollos turísticos, provoca que la especulación inmobiliaria se convierta en el componente más importante de la dinámica local. Actualmente solo la Reserva de la Biosfera Sian Ka'an cuenta con un OET específicamente elaborado para regular este aspecto dentro de un ANP, el cual se utiliza para normar la intensidad del desarrollo turístico en su zona costera.

Finalmente, a partir de 2004 se empiezan a elaborar diversos componentes del Programa de Trabajo sobre Áreas Protegidas, suscrito por México en la Séptima Reunión de las Partes del Convenio sobre la Diversidad Biológica, el cual brindará un marco de referencia que permitirá orientar tanto la identificación de los espacios y modalidades que deberán adoptarse en el país, para lograr un aprovechamiento socialmente sustentable y compatible con la protección de su biodiversidad, como las capacidades y recursos financieros necesarios para lograrlo.

Participación pública

Para que las ANP puedan convertirse en espacios dentro de los cuales la conservación sea un ejercicio socialmente viable, es esencial que estas áreas cuenten con instrumentos que fomenten una participación pública efectiva. En el ejercicio de creación de estos nuevos espacios democráticos, es fundamental que la autoridad adopte un papel de interlocutor válido y efectivo y, por tanto, abandone su forma tradicional de interactuar mediante las fórmulas tradicionales de diálogo con la sociedad, en las que se ubica como una autoridad que actúa por encima de los gobernados, supuestamente para representar sus intereses. En este sentido, la LGEEPA prevé dos espacios básicos que favorecen la participación social para la gestión de las ANP: el Consejo Nacional de Áreas Naturales Protegidas y los consejos asesores para cada una de las ANP.

El Consejo Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CNANP) constituye el órgano de consulta del secretario de la Semarnat, cuyo ámbito de acción se ubica en todo el país. El Consejo Nacional fue establecido en 1996 como resultado de varias reuniones preparatorias realizadas a partir de 1995. Actualmente el CNANP se encuentra integrado por representantes de instituciones académicas y centros de investigación, por agrupaciones de productores y empresarios, por organizaciones no gubernamentales, por otros organismos de carácter social o privado, por personas con reconocido prestigio en la materia, así como por diversas unidades de la propia Semarnat y de otras dependencias y entidades de la administración pública federal. El CNANP funge como órgano de consulta y apoyo de la Semarnat en la formulación, ejecución, seguimiento y evaluación de políticas para el establecimiento, manejo y vigilancia de las ANP de su competencia.

Algunos logros importantes del CNANP incluyen:

- La definición conceptual para la creación de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
- La reconceptualización de la LGEEPA en materia de áreas naturales protegidas, reflejada en las modificaciones globales efectuadas en 1996 y en cambios puntuales posteriores, así como en su Reglamento en Materia de ANP, del año 2000.
- El apoyo en la gestión de recursos del GEF, en el diseño de proyectos, en la selección de las ANP que se incorporen al esquema de financiamiento y en la creación y participación permanente en el Fondo de Áreas Naturales Protegidas (FANP).
- El apoyo a la Conanp en la gestión de recursos financieros para las ANP ante el Poder Legislativo y de terrenos nacionales ante el Poder Ejecutivo.
- La identificación de los criterios para ordenar y definir las categorías de áreas naturales protegidas mediante el diseño de un esquema general de recategorización

de las mismas, así como para integrar ANP específicas al Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Sinap).

- El Consejo también ha sido un foro permanentemente abierto a los directores de las ANP y a su problemática. Resaltan las aportaciones positivas del mismo en la disminución de amenazas en las reservas de la biosfera La Michilía, Durango, y Montes Azules, Chiapas.

En cuanto a los consejos asesores como instrumentos de participación pública en el manejo de las ANP, el primer antecedente en México se remonta a 1986 cuando se constituyó el Consejo de Representantes de la Reserva de la Biosfera Sian Ka'an. Posteriormente, y como parte del donativo del GEF para 10 ANP, la Secretaría de Desarrollo Social integró en 1993 los consejos técnicos asesores en estas áreas.

A partir de 1996 los consejos asesores se derivan de los principios planteados en la LGEEPA, los cuales fueron codificados en el año 2000 en el Reglamento de la LGEEPA en Materia de Áreas Naturales Protegidas, el cual establece que para el manejo y administración de estas áreas, la Secretaría podrá constituir consejos asesores cuyo objetivo es asesorar y apoyar a los directores de cada una de las áreas naturales protegidas. La creación de estos espacios de participación pública es el resultado del compromiso de la Semarnap para crear y consolidar estos mecanismos de participación pública, como elemento básico de la gestión de las ANP.

Actualmente 64 ANP federales cuentan con el apoyo de 55 consejos asesores, lo que representa 72.3% de la superficie total de estas. No obstante, es necesario aclarar que estos consejos todavía no se consolidan, situación que se evidencia en que en varias de ellas ha habido múltiples intentos de instalación.

De acuerdo con Rosas-Hernández (2003), la implementación del modelo de los consejos asesores en las ANP ha generado algunas experiencias positivas.

- En muchos casos los consejos han ayudado a que se dé un diálogo abierto, que antes no había sido posible, entre quienes manejan las ANP y diversos actores locales.
- Se han establecido nuevas coaliciones y alianzas entre los diferentes actores, y las capacidades de los participantes han sido fortalecidas.

Sin embargo, y de acuerdo con Rosas-Hernández (2003), algunas circunstancias que limitan el desarrollo de los consejos asesores incluyen:

- La falta de capacidades y recursos para el manejo de los procesos participativos, así como las desigualdades estructurales entre los diferentes actores y las diferencias en cuanto al poder que estos ejercen, impiden que en muchos de estos consejos se den condiciones favorables para una participación incluyente y deliberativa.
- La promoción de la participación sin las capacidades y recursos necesarios y sin una verdadera comprensión del contexto sociopolítico y cultural, puede provocar que se creen expectativas falsas y, ocasionalmente, que las personas pierdan interés en participar. Sin una planeación adecuada y si no se cuenta con los recursos necesarios, estos espacios tienden a convertirse solo en puestos protocolarios "validatorios" para quienes manejan las ANP, con la consecuente insatisfacción y desilusión de los actores locales.
- Finalmente, para lograr que la participación y deliberación en efecto responda a las necesidades locales, la autoridad ambiental deberá estar dispuesta a transferir poder a los habitantes locales, favoreciendo el desarrollo de sus capacidades para tomar sus propias decisiones de manejo, y no solo actuar como "asesores" de los responsables de las ANP y otras autoridades ambientales.

La consolidación de estos consejos, como de cualquier otro espacio de participación democrática en México, requerirá procesos minuciosos de construcción social. Sin embargo, los espacios ya existen, y conforme se vayan fortaleciendo a mediano plazo será conveniente definir funciones de manejo compartido que permitan lograr formas más eficientes de conservación de las áreas, que favorezcan la toma de decisiones en el ámbito local consensuadas directamente entre las partes involucradas (Bezaury-Creel 2004).

En la medida en que una mayor cantidad de actores sociales organizados estén convencidos como resultado de los procesos de participación social y sus consecuentes efectos de concientización y apropiación de los consensos, así como de los beneficios que les puede brindar el cumplimiento de la normatividad, estos grupos adquirirán un papel cada vez más importante para lograr resultados más efectivos (Bezaury-Creel 2004).

Recursos humanos

De acuerdo con un análisis de 93 ANP en todo el mundo, la presencia de personal en el campo es la variable más directamente relacionada con la disminución del cambio

de uso del suelo (Bruner *et al.* 2001). El incremento de la inversión que México ha realizado a la fecha para dotar a las ANP de personal en el campo ya ha rendido resultados positivos. Sin embargo, es necesario que México continúe aumentando su inversión para lograr la seguridad laboral del personal ya contratado e incrementar su número para que se puedan atender todas estas áreas. La profesionalización de este personal, mediante esquemas de capacitación y la creación de una cultura corporativa propia, permitirá fortalecer su capacidad para cumplir con la compleja responsabilidad de resguardar una parte sustancial del capital natural nacional.

Recuadro 9.4 Conservación de pastizales en el Área de Protección de Flora y Fauna Maderas del Carmen, Coahuila

Carlos Alberto Sifuentes

Esta área natural protegida se localiza en el noroeste del estado de Coahuila, colindando con el Parque Nacional Big Bend en Estados Unidos. Cuenta con una superficie de 208 381 hectáreas y tiene ecosistemas representativos del Desierto Chihuahuense los cuales, de acuerdo con el gradiente altitudinal, incluyen: la zona riparia en el Río Bravo, pastizales asociados a matorrales de encinos y yucas, y bosques de encino, pino, *Pseudotsuga* y oyamel en las partes más altas, entre 2 300 y 3 000 m.

La condición de "isla montañosa" rodeada por el Desierto Chihuahuense, conforma un corredor biológico que una gran cantidad de especies utiliza durante sus desplazamientos entre el sur de Estados Unidos y la Sierra Madre Oriental en México. En esta región confluyen diversas especies de distribución neotropical y neártica, por lo que se considera lugar de refugio para especies en riesgo, como el oso negro, el castor, el águila real y el halcón peregrino, además de otros como una subespecie del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus carmensis)* y el venado bura.

La zona de pastizales se desarrolla en ambas vertientes de la sierra y generalmente está asociada a matorrales rosetófilos y micrófilos en los lomeríos, y a matorrales de mezquites, yucas y encinos en el pie de monte y bajadas de la sierra, ocupando aproximadamente 40% de la superficie total del área natural protegida. El ecosistema de pastizal representa un recurso importante para la diversidad de especies de aves como gorriones, mosqueros, verdugos, vencejos, codornices, aves acuáticas migratorias, así como para las aves rapaces residentes y migratorias.

Una de las principales amenazas en el ecosistema de pastizal es la actividad ganadera, la cual se practica sobre todo en terrenos ejidales y a modo de libre pastoreo de ganado bovino, caprino y equino, sin que haya un sistema organizado de producción ni se respete la carga animal adecuada para el pastizal. Esta situación, aunada a los erráticos regímenes de lluvia, provoca que los terrenos de agostadero se estén deteriorando de manera notable y pierdan su capacidad productiva.

Personal de la reserva realizó un diagnóstico para determinar las zonas con mayores problemas de erosión, clasificando su grado de deterioro y definiendo los sitios que se deben restaurar. Los proyectos se analizaron en las asambleas de los ejidos de Boquillas del Carmen, San Francisco y Lirios, en las que se informó sobre las acciones más importantes que se llevarían a cabo, incluyendo la necesidad de restringir el paso del ganado en las zonas en restauración, para lo cual se instalarían cercos. En algunos casos el hecho de cercar los predios se condiciona a la permanencia por un cierto número de años, lo cual queda asentado en las actas de asamblea.

En el año 2000 se inició el proyecto denominado "El Ranchito", ubicado en el ejido de San Francisco, gracias a la asignación del terreno en parcela por iniciativa de tres ejidatarios que tomaron la decisión de cercar sus predios. Ese mismo año solicitaron la asesoría del personal de la Conanp mediante un acuerdo de colaboración en el que aceptaron las recomendaciones técnicas, a fin de implementar un plan de manejo pecuario para la conservación de pastizales. Las obras en estos tres predios incluyen la retención de suelo con filtros de piedra acomodada y gaviones, "reforestación" con nopal y el establecimiento de esclusas de estudio para evaluar el mejoramiento en la salud de los pastizales, para después comparar con otras parcelas donde no existe un plan de manejo ganadero. Los resultados obtenidos a la fecha incluyen el aumento del número de especies asociadas al pastizal, y los muestreos de vegetación en las esclusas han comprobado la aparición de 40 especies de gramíneas. Asimismo, se han promovido proyectos con organizaciones civiles para monitorear aves de pastizales; hasta ahora se han registrado 220 especies de aves residentes y migratorias, algunas de las cuales no existían previamente en la región, como el vireo de cabeza negra y el águila solitaria, además de una mayor frecuencia de avistamiento de otras especies. La experiencia de "El Ranchito" ha servido como ejemplo en el propio ejido y en otras comunidades del ANP, por lo que en 2004 cuatro vecinos solicitaron que se les considerara en el programa y cercaron sus parcelas, gracias a la donación de alambre de púas por el dueño de un rancho privado del ANP.

De las 161 ANP federales, en 107 trabajan 1 586 personas cuyo sueldo se paga con el presupuesto anual de la Conanp. Como indicador, y en promedio, teóricamente cada persona atiende una superficie de 12 495 hectáreas.

Un aspecto que es importante resaltar es que el personal de las ANP en muchos casos representa la única entidad gubernamental con presencia permanente en campo, situación que, por un lado, es una excelente oportunidad para apoyar a las comunidades en su interacción con otras dependencias de gobierno, pero también, por el otro, existe el riesgo de que el personal de la Conanp sea responsabilizado por la inacción o la falta de efectividad de los programas de otras dependencias gubernamentales.

Las principales funciones y actividades del personal asignado a las áreas naturales protegidas se pueden resumir en las líneas estratégicas que conforman el quehacer de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Semarnat-Conanp 2007):

- Protección de los ecosistemas y su biodiversidad, que incluye acciones de vigilancia, mitigación de la vulnerabilidad ante fenómenos naturales, protección contra incendios forestales y sanidad forestal.
- Manejo de los recursos naturales, que abarca actividades para la instrumentación de la Estrategia de Conservación para el Desarrollo, el manejo y uso sustentable de estos recursos y el desarrollo del turismo en ANP.
- Restauración, que comprende las acciones para la restauración de ecosistemas, la recuperación de especies en riesgo y el mantenimiento o incremento de la conectividad ecológica.
- Conocimiento, que incluye la integración de información científica y técnica, apoyo y fomento de la investigación, monitoreo y rescate, así como valoración del conocimiento local.
- Cultura, que tiene que ver con el fomento de una cultura para la conservación, la identidad institucional, la comunicación, la difusión del valor que representa el patrimonio protegido, la educación para la conservación y la participación social.
- Gestión, que abarca las acciones relacionadas con la integración de sistemas de áreas de conservación, el fomento de la transversalidad de políticas públicas, la procuración de recursos, la compensación por servicios ambientales, el desarrollo administrativo, el fortalecimiento de los marcos legal y jurídico, la regularización de la tenencia de la tierra, la cooperación internacional y la elaboración de los programas de manejo de las áreas naturales protegidas.

Recursos financieros

Durante la segunda mitad de la década de 1990, la Semarnap logró que la inversión federal destinada a las ANP se incrementara exponencialmente: de 10.9 millones de pesos[3] en 1995 (Semarnap 1996), a 142.7 millones en el año 2000 (INE 2006). Esta tendencia la consolidó la Semarnat, y con el invaluable apoyo del Poder Legislativo y la Secretaría de Hacienda y Crédito Público (SHCP), el presupuesto fiscal disponible para las ANP aumentó a 983.9 millones en 2008[4] (Fig. 9.2). Durante este periodo, tanto el presupuesto asignado a la Conanp para el Programa de Desarrollo Regional Sustentable (Proders, ahora Procodes) y para el Programa de Empleo Temporal (PET), como el que ejerció la Conafor en las ANP como parte sus programas —resaltando aquellos destinados al pago por servicios ambientales— han representado una opción económica para los pobladores de las ANP y un reconocimiento a la función social que sus tierras aportan a México.

A partir de que se transfirieron los primeros parques nacionales de la Secretaría de Agricultura y Ganadería a la Secretaría de Asentamientos Humanos y Obras Públicas —y posteriormente la totalidad de estos a la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología—, se dejó de efectuar el cobro de derechos federales, que antes se venía realizando en algunos de ellos. Tanto la Sedue como la Sedesol y después la Semarnap exploraron la posibilidad con la Secretaría de Hacienda y Crédito Público para volver a cobrar estos derechos y utilizarlos para el manejo de las áreas. Esta situación tuvo resultados positivos con las gestiones de la Semarnat cuando, en 2002, se modificó la Ley Federal de Derechos autorizando el cobro en áreas protegidas marinas y se estableció el "destino específico de dichos fondos para utilizarse en las propias áreas". Mediante este mecanismo, hasta diciembre de 2007 se habían recaudado 197.8 millones de pesos, y 41.5 adicionales a julio de 2008, prácticamente la totalidad de estos recursos se reinvirtieron en las ANP con el apoyo de la SHCP.

En 1997 se creó el Fondo para las Áreas Naturales Protegidas (FANP) a partir de un convenio suscrito entre el Banco Mundial, el gobierno de México y el Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza (FMCN). Este convenio permitió que el GEF depositara un capital de 16.5 millones de dólares para que con los intereses se cubriera la operación básica de 10 ANP prioritarias. Los avances en este programa permitieron asegurar un nuevo donativo del GEF, así como la inclusión de nuevos donantes, lo que ha permitido cuadruplicar el patrimonio del FANP y triplicar el número de ANP apoyadas por este.

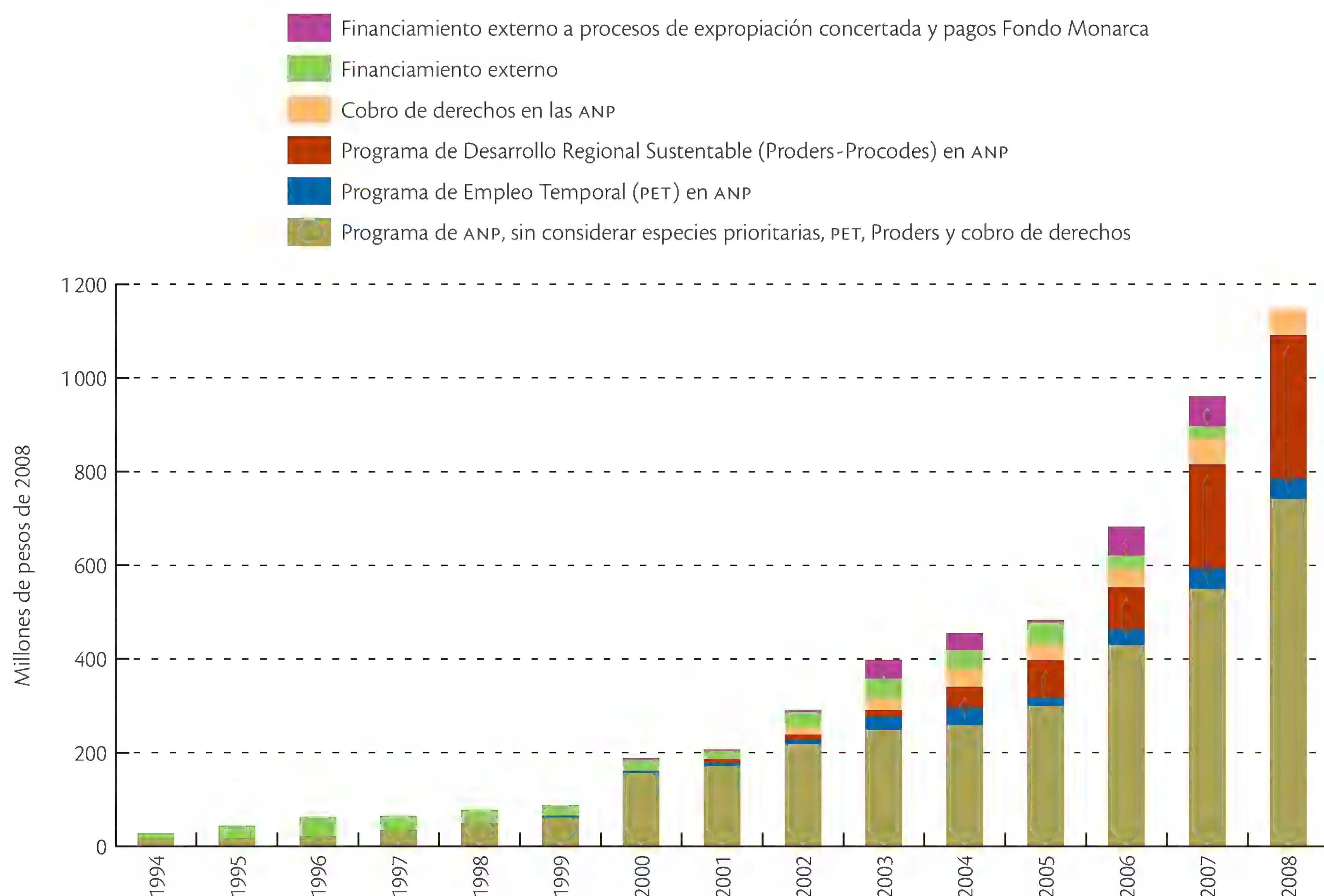


Figura 9.2 Origen de la inversión en las áreas naturales protegidas federales, 1994-2008 (cifras actualizadas según la inflación anual, con base en el SAT, <*http://www.sat.gob.mx/nuevo.html*>).
Nota: los fondos fiscales representan el presupuesto modificado, el financiamiento externo y el presupuesto ejercido.

El FANP cuenta ahora con un fondo patrimonial de 67.7 millones de dólares con el que ha apoyado la operación de 37 ANP federales, las cuales representan 46.5% de la superficie decretada.

Como parte del esquema público-privado, el FMCN —que es una institución privada— asegura el manejo financiero del capital, canaliza los intereses a las ANP, supervisa la aplicación de los fondos y procura ingresos adicionales por medio del FANP (véase el recuadro 9.5). El personal de la Conanp planea ejercer los recursos de acuerdo con programas operativos anuales, lleva a cabo las actividades en campo con estrategias de largo plazo y reporta los avances de manera periódica con base en indicadores. La mayor parte de los recursos que coyunturalmente se utilizaban para el pago de personal complementario, a partir de 2009 serán canalizados al desarrollo de proyectos innovadores en las ANP, cuyas características no permiten o dificultan que sean financiados por medio del presupuesto fiscal.

Tanto las organizaciones no gubernamentales (ONG) como las instituciones académicas y de investigación también representan importantes fuentes de apoyo adicional para las ANP. No obstante la transferencia directa de recursos humanos y materiales para su operación, esta representa la excepción más que la regla; estas instituciones aportan gran parte de los estudios e investigaciones realizados en las ANP, y se responsabilizan directamente del desarrollo de una parte de los proyectos que se efectúan con las comunidades que residen en las áreas y su periferia, lo que representa un valor agregado sumamente importante en la operación de las mismas. Intentar cuantificar el monto total de los recursos y apoyos aportados por diversos sectores que participan en las ANP sería un ejercicio complejo e inexacto. Pérez Gil-Salcido y Jaramillo-Monroy (1999) compilaron y analizaron la información relativa a los años 1997 a 1999, en un subconjunto de 31 ANP candidatas a recibir apoyo del FANP II. De dicho trabajo se deduce que el promedio mínimo invertido por las ONG en estas 31 ANP fue de 17.1 millones de pesos anuales, y por las instituciones académicas y de

Recuadro 9.5 ¿Funcionan las reservas de la biosfera? La experiencia del Fondo para Áreas Naturales Protegidas

Renée González Montagut

El Fondo para Áreas Naturales Protegidas (FANP) financia la conservación de este tipo de áreas desde 1998. Este Fondo comenzó con una aportación patrimonial del Banco Mundial. En este proyecto público-privado participan la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Conanp) y el Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza (FMCN). Este último es responsable del manejo financiero, la procuración y canalización de recursos y la supervisión de la aplicación de los fondos. La Conanp es responsable de asegurar que los fondos se ejerzan en las actividades prioritarias para lograr la conservación del sitio. Catorce de las 19 áreas protegidas financiadas son reservas de la biosfera. Con el objetivo de monitorear la efectividad de las actividades financiadas, en 1999 las instituciones participantes desarrollaron un sistema de monitoreo que incluye cuatro indicadores generales sobre el efecto indirecto de las inversiones en el campo. Dos de estos indicadores son biológicos: la tasa de transformación de hábitat natural y la frecuencia de observación de especies indicadoras. Los otros dos indicadores incluyen la superficie de la zona de amortiguamiento con uso sustentable y el número de personas que participan en prácticas sustentables. Aun cuando el sistema de monitoreo requiere mayor rigor, los indicadores biológicos muestran incipientes tendencias alentadoras.

La Conanp calcula la tasa anual de transformación de hábitat natural mediante el análisis de imágenes de satélite usando la metodología de la FAO (López *et al.* 2001). Los periodos estudiados incluyen imágenes de 11 áreas protegidas correspondientes a tres décadas (1970-1980, 1980-1990 y 1990-2000). En cuatro reservas de la biosfera el análisis incluye la tasa de perturbación en las áreas protegidas, así como en la zona aledaña dentro de la misma microcuenca (Carranza-Sánchez *et al.* 2003a-d).

En la figura 1 se muestran las tasas anuales de transformación en ocho de las reservas de la biosfera. Dos casos adicionales no se incluyeron porque tienen tasas casi nulas (Sian Ka'an y El Pinacate), mientras que en uno de los casos (Montes Azules) la Conanp solo cuenta con imágenes de la última década. La transformación anual en esta última área protegida es baja (0.33%). En siete de los 11 casos la tasa de transformación se mantiene baja o incluso decrece. La tasa de deforestación aumenta en tres reservas. Las causas incluyen desastres naturales (El Triunfo), incendios que preceden el cambio en el uso del suelo (Manantlán) y la tala ilegal en una reserva decretada en el año 2000 (Monarca). En los cuatro casos en que la Conanp comparó la tasa dentro y fuera de las áreas protegidas, esta fue menor dentro.

En relación con la frecuencia de observación de especies indicadoras, los datos provienen de investigadores o del personal de la Conanp. Las metodologías varían no solo de acuerdo con la especie, que no siempre indica la salud del ecosistema, sino también con el rigor del muestreo. Por medio de una matriz de correlación Pearson se evaluó la frecuencia de observación en el tiempo para las 69 especies con los datos más confiables. Solo cuatro especies mostraron un coeficiente de correlación Pearson mayor de 0.8. Dos de ellas muestran un incremento, mientras que las otras dos indican un descenso. Esto señala que es necesario que el sistema de monitoreo recabe más datos en el futuro para detectar tendencias o que la mayor parte de las poblaciones se mantiene. Es indispensable contar con estudios de la ecología de cada especie para definir rangos aceptables de variación que permitan la conservación de las poblaciones a largo plazo (Parrish *et al.* 2003).

Los datos que el FANP ha recabado a lo largo de 10 años acerca de la superficie del área de amortiguamiento con uso sustentable, así como del número de personas que participan en actividades sustentables no son confiables. Actualmente la Conanp y el FMCN trabajan para estandarizar las metodologías de manera que estos datos permitan analizar las posibles tendencias. Por otro lado, las inversiones han ido en aumento, por lo que su efecto se deberá reflejar a mediano plazo (Fig. 2).

Los resultados preliminares del sistema de monitoreo utilizado por el FANP indican que las reservas de la biosfera funcionan. Mientras que las tasas de deforestación son menores dentro que fuera de las áreas protegidas y en la mayoría de los casos tienden a disminuir, la frecuencia de las especies monitoreadas muestra que, al menos, no hay una clara tendencia descendente. Estos resultados coinciden con los trabajos de Sánchez-Cordero y Figueroa (2007) en relación con la efectividad de las áreas protegidas. Falta relacionar estas variables con aspectos socioeconómicos y financieros.

México tiene la gran oportunidad de establecer un sistema nacional de monitoreo para conocer el estado de salud de sus áreas protegidas. Cuenta con una comunidad científica preparada (Martínez *et al.* 2006) e instituciones que pueden impulsar esta iniciativa. La Conanp ha incrementado de manera importante su personal en el campo, el cual puede recabar los datos con el acompañamiento de instituciones académicas que determinen las metodologías, capaciten al

Recuadro 9.5 [*concluye*]

personal y analicen los datos. La Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio) cuenta con amplia experiencia para crear bases de datos, mientras que las organizaciones de la sociedad civil pueden sensibilizar a la población sobre el estado de salud de las áreas protegidas. El fmcn puede desarrollar la estrategia para el financiamiento de esta iniciativa en el largo plazo. Es indispensable que los esfuerzos en esta dirección se consoliden.

Cada día aumenta la necesidad de rendir cuentas a las organizaciones que invierten recursos en la conservación (Porter y Kramer 1999), así como a las instancias del Legislativo y el Ejecutivo encargadas de supervisar el ejercicio del gasto público. Los beneficios de un sistema nacional de monitoreo de las áreas protegidas incluyen la posibilidad de un manejo basado en sus resultados, un mayor entendimiento de estos complejos sistemas, transparencia en la gestión, así como mayor legitimidad ante el sector público, los donantes y el público en general. Las condiciones existen para que México dé este importante paso en la conservación y rendición de cuentas en sus áreas naturales protegidas.

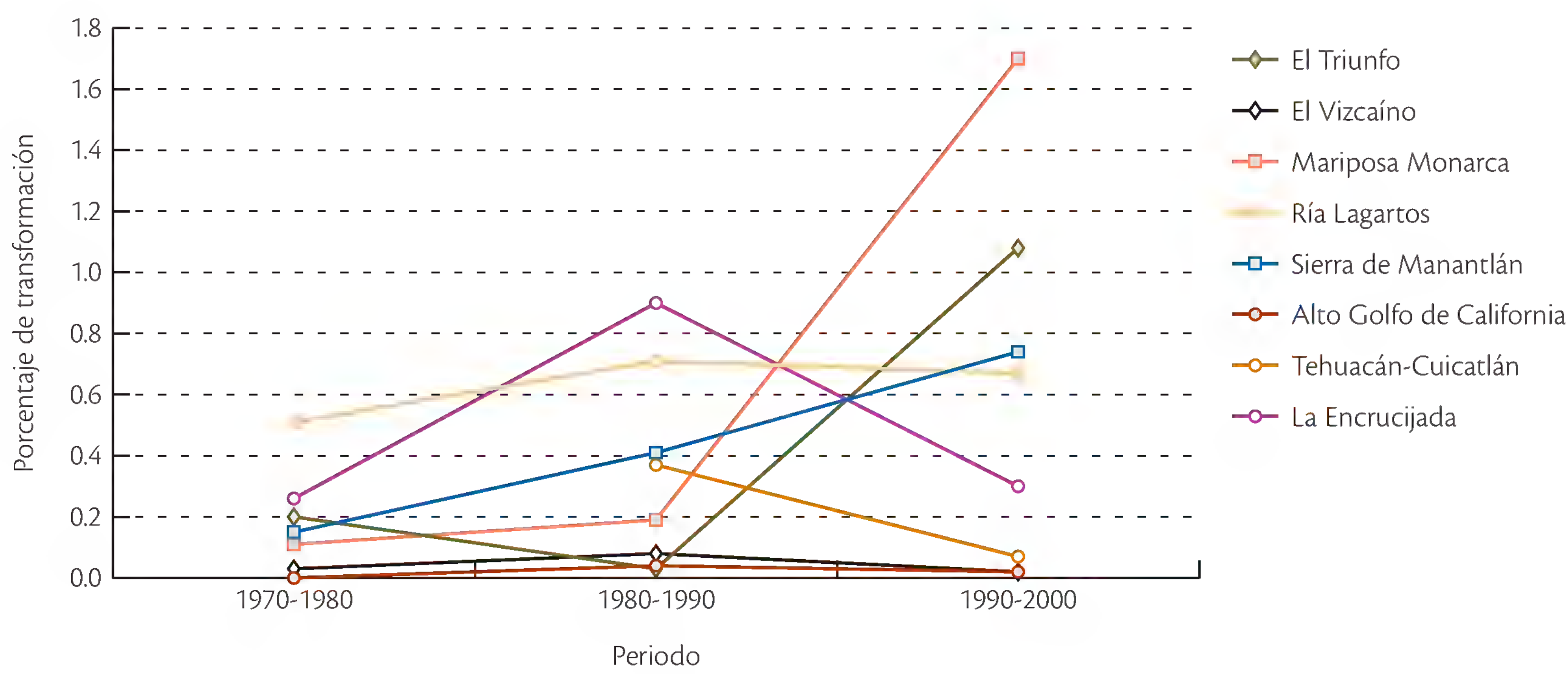


Figura 1 Tasa anual de transformación de hábitat natural en ocho reservas de la biosfera en tres décadas. Fuente: Conanp y fmcn (2007).

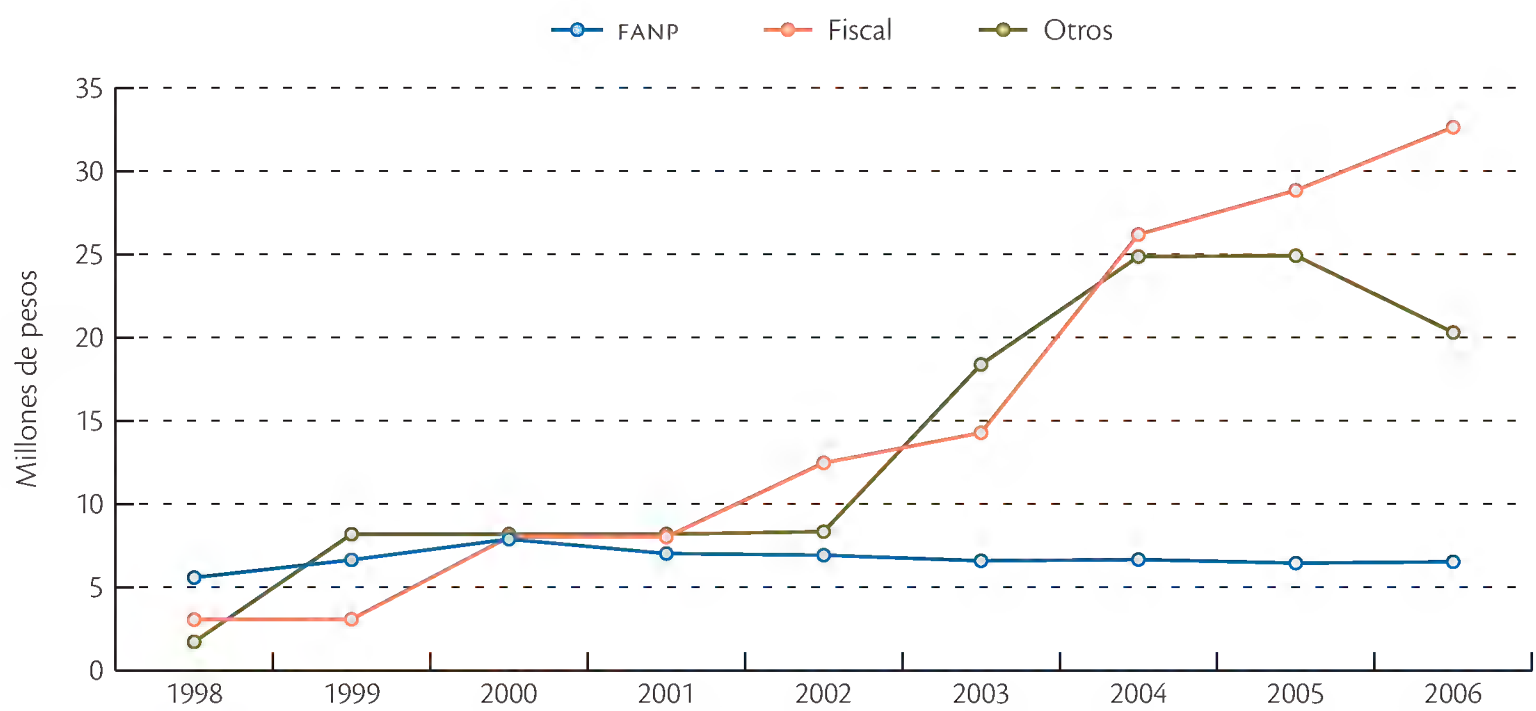


Figura 2 Inversión total (1998-2006) de diferentes fuentes en siete reservas de la biosfera (El Triunfo, Manantlán, Monarca, Montes Azules, Ría Lagartos, Sian Ka'an y Vizcaíno). Fuente: Conanp y fmcn, datos no publicados.

investigación de 12.5 millones; sin embargo, los autores reconocen que el monto total muy probablemente corresponde a una subestimación. Del cálculo de la inversión basada en otro estudio sobre recursos dedicados a la conservación de la naturaleza en México, se deduce una inversión de 67.9 millones de pesos en 2003 y 61.8 millones en 2004, realizada por todas las organizaciones y dependencias que aportaron recursos, salvo aquellas que pertenecen al gobierno federal (Pérez Gil-Salcido y Jaramillo-Monroy 1999).

No obstante este extraordinario incremento y la diversidad de fuentes y programas de donde provienen los recursos económicos para atender las ANP, es indispensable reconocer que este presupuesto cubre solamente una parte de la operación ideal, y a todas luces se puede considerar como inferior al mínimo necesario para proteger las áreas que resguardan buena parte del capital natural de México.

Asimismo, la inversión dedicada a los programas de apoyo a las comunidades que habitan en las áreas naturales protegidas (Procodes y PET) deberán contar con mayores recursos y llevarse a cabo con base en una mayor coordinación entre las diferentes dependencias y niveles de gobierno, así como con los demás actores sociales que destinan recursos para lograr su viabilidad; esto con el objetivo de crear sinergias y orientar a los pobladores hacia actividades social y ambientalmente sustentables que promuevan el bienestar.

Recuadro 9.6 La fábrica de agua: el Parque Nacional Izta-Popo

Horacio Alejandro López López • Alejandro Durán Fernández

El Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatépetl es un área que genera bienes y servicios ambientales que satisfacen necesidades de la población del centro del país. Los recursos hídricos se originan principalmente por el deshielo de los glaciares y la precipitación pluvial, por encima de los 1 000 mm anuales, y los bosques efectúan los procesos que permiten la recarga de acuíferos y mantos freáticos. Por ello, la preservación de la cubierta vegetal y la contención del sustrato edáfico es fundamental para regular la filtración de agua al subsuelo y la intensidad de los escurrimientos, para así poder seguir suministrando el vital líquido a las numerosas comunidades establecidas en las partes bajas de las cuencas, de las que dependen y se benefician millones de habitantes.

Uno de los problemas más serios que enfrenta este parque es la disminución de cobertura forestal y la pérdida de su biodiversidad como consecuencia de la tala inmoderada, el pastoreo extensivo de ganado bovino, la incidencia continua de incendios forestales, las plagas y enfermedades, así como la explotación de especies de flora y fauna nativa; esto ha alterado el régimen hídrico de absorción, retención y filtración del agua y la consiguiente recarga de los mantos acuíferos. No menos grave es el avance de las áreas destinadas para uso agrícola y desarrollo urbano e industrial a expensas de los terrenos de bosque. Se estima que en los últimos 20 años, en la región de los volcanes se han deforestado alrededor de 17 000 hectáreas y la superficie erosionada fue de 1 666 hectáreas.

Por su importancia estratégica, en el año 2003 el fideicomiso Fondo para el Patrimonio Natural de México conformó una subcuenta para apoyar el proyecto "La Fábrica de Agua Izta-Popo", el cual se encuentra en el cuarto año de su instrumentación. El proyecto ha sido respaldado económicamente por Fomento Ecológico Banamex, Grupo Bimbo/Reforestamos México, Volkswagen de México y los gobiernos de los estados de México y Puebla. Además participan la Semarnat, la Conanp, la Conafor y la Conabio.

Los propósitos de este proyecto son conservar el patrimonio natural y los procesos ecológicos, así como restablecer la cobertura forestal para contener la erosión, recuperar la fertilidad de los suelos e incrementar la captación, retención e infiltración del agua de lluvia que alimenta los mantos acuíferos. El programa de trabajo en materia de restauración hidrológica forestal en el Parque Nacional Izta-Popo se articula en función de siete componentes: *1*] plantaciones forestales; *2*] mantenimiento de la plantación forestal del ciclo anterior inmediato; *3*] prevención de incendios forestales; *4*] protección y vigilancia de las áreas de trabajo; *5*] señalización del parque nacional e información sobre el proyecto; *6*] conservación y protección de sitios de refugio o santuarios del teporingo, y *7*] conservación y manejo del venado cola blanca.

Destaca el modelo de trabajo que implica la sinergia institucional entre el sector ambiental, fundaciones, empresas privadas, organizaciones civiles y comunidades. La participación de las comunidades rurales locales en la ejecución de los trabajos en campo contribuyen a fortalecer la economía familiar, pero sobre todo crea una percepción de

Recuadro 9.6 [*concluye*]

sensibilización y reconocimiento de los programas que se realizan en el parque nacional a favor de su conservación, donde la derrama de 1 700 000 pesos permitió la contratación temporal de 15 455 jornales.

Los logros obtenidos durante el periodo 2003-2005 se pueden resumir en: *a*] restauración hidrológica forestal de cerca de 5 000 hectáreas mediante técnicas de silvicultura consistentes en la plantación de casi 4 millones de individuos de *Pinus hartwegii* (85%), *P. montezumae* (5%), *P. ayacahuite* (5%) y *Abies religiosa* (5%); *b*] conocimiento del estado actual de las poblaciones de teporingo (*Romerolagus diazi*) y creación de sitios de refugio o santuarios, así como la construcción de un sendero interpretativo con fines de educación ambiental; *c*] conformación de un criadero de venado cola blanca (*Odocoileus virginianus mexicanensis*) con el propósito de repoblar las áreas potencialmente adecuadas para esta especie; *d*] liberación y reintroducción de una pareja de halcón cola roja (*Buteo jamaicensis*), y *e*] señalización e imagen mediante letreros informativos colocados en campo y en el albergue de Paso de Cortés, que recibe más de 37 000 visitantes nacionales al año.

Cuadro 9.13 Tipos de ecosistemas que se encuentran en las áreas naturales protegidas de las entidades federativas

Tipo de ecosistema		Superficie total de las ANP estatales y del DF en el Sinap (hectáreas)	Porcentaje de la superficie de las ANP estatales y del DF en el Sinap	Porcentaje del tipo de ecosistema en todo el país
Selva perennifolia y subperennifolia		401 354	12.13	4.24
Selva subcaducifolia		182 471	5.51	3.86
Selva caducifolia		197 163	5.96	1.16
Selva espinosa		162 259	4.90	8.37
Bosque de coníferas		257 419	7.78	1.53
Bosque de encino		370 381	11.19	2.38
Bosque mesófilo de montaña		51 969	1.57	2.85
Especial (mezquital, palmar natural y vegetación de dunas costeras)		1 070	0.03	0.23
Matorral xerófilo		537 487	16.24	0.93
Pastizal		67 151	2.03	0.54
Sin vegetación aparente		1 558	0.05	0.16
Vegetación hidrófila		138 901	4.20	5.34
Vegetación inducida		189 267	5.72	2.87
Otros usos		462 941	13.99	—
Cuerpos de agua		42 454	1.28	—
Total SIG		**3 063 846**	**—**	**—**
Base de datos	Ecosistemas terrestres y costeros	3 063 846	—	—
	Ecosistemas marinos	238 008	—	—
Total base de datos		**3 301 854**	**—**	**—**
Total ajustado (por diferencia base de datos *vs.* SIG)		**3 309 418**	**—**	**—**

Nota: los datos incluyen el conjunto de ANP decretadas al 31 de agosto de 2008.
Fuentes: INEGI (2005); Bezaury-Creel *et al.* (2007).

9.2.4 Áreas naturales protegidas de las entidades federativas

Las 279 ANP de las entidades federativas (incluido el Distrito Federal) con decreto vigente, y que no se encuentran sobrepuestas a ANP federales, ocupan 3 309 417 hectáreas (superficies determinadas mediante el Sistema de Información Geográfica, SIG). Su cobertura representa 1.56% de la superficie terrestre e insular, la cual comprende casi 14% del total de la superficie de las ANP decretadas en México. En cuanto a tamaño y porcentaje del territorio, destacan los siguientes estados:[5] México con 629 327 hectáreas (29.4% de su territorio), Campeche con 504 722 (8.9%), San Luis Potosí con 397 716 (6.2%), Quintana Roo con 149 507 (3.8%), Guanajuato con 256 560 (8.3%) y Aguascalientes con 106 030 (20.1%). Actualmente cuatro estados —Baja California, Chihuahua, Colima y Guerrero— no cuentan con ANP estatales, aun cuando la Sierra de Majalca fue la primera ANP decretada en México por un estado, misma que fue establecida en 1926 mediante decreto del Legislativo de Chihuahua, y posteriormente convertida en Parque Nacional. Resulta interesante el hecho de que cuatro estados del sureste de la República —Campeche, Chiapas, Quintana Roo y Yucatán— aunque no tienen jurisdicción sobre el mar territorial, han decretado 237 939 hectáreas de superficie marina como parte de sus ANP costeras (cuadro 9.13).

Contexto de políticas públicas

No se pueden generalizar los elementos que caracterizan el contexto en el que se elaboran las políticas públicas que darán paso a la creación de las ANP de las entidades federativas, sobre todo porque la situación en cada estado necesariamente responde a situaciones particulares. A partir de 1988, con la expedición de la LGEEPA —la cual establece el marco general que regula la participación de las entidades federativas y los municipios en materia ambiental—, en los estados se vio la necesidad de crear leyes locales, mismas que prácticamente son un espejo de la legislación federal. Es mediante estas leyes estatales y del Distrito Federal que finalmente se codificó en toda la República el marco jurídico que permitió el establecimiento formal de ANP (cuadro 9.14) en aquellas entidades federativas que carecían de este, ya que solo el Estado de México había expedido una ley específica al respecto.

En términos generales se puede establecer que, en la gran mayoría de las entidades federativas, aún no existe una política de Estado manifiesta con respecto a las ANP. En este sentido, prevalece el sello personal impuesto por

Cuadro 9.14 Sustento legal y cronología del establecimiento de las áreas naturales protegidas en las entidades federativas

Antes de la LGEEPA (01/1988)	Establecidas por el Legislativo y el Ejecutivo estatales, en cuyo caso se indica el sustento legal utilizado: Chihuahua (1926 Legislativo); Chiapas (1972 Legislativo); Estado de México (1975 Legislativo; 1976 Ejecutivo, Ley de Parques Estatales y Municipales); Veracruz (1976 Legislativo; 1980 Ejecutivo, Ley de Bienes del Estado); Quintana Roo (1983 Ejecutivo, Ley Orgánica del Poder Ejecutivo del Estado); Tamaulipas (1985 Ejecutivo, Ley de Desarrollo Urbano del Estado); Tabasco (1987 Legislativo); Nayarit (1987 Ejecutivo, Ley de Asentamientos Humanos del Estado)
	Expropiación o compra de predios posteriormente destinados a ANP: Durango (1975, La Michilía); Jalisco (1984, Las Joyas); Michoacán (1985, Mariposa Monarca); Puebla (1985, Flor del Bosque, aún no decretada como ANP en 2008)
Después de la LGEEPA (01/1988-1994)	Establecidas por el Ejecutivo estatal: Hidalgo (1988, Territorio de Utilidad Pública; 2002, parque estatal); Yucatán (1989); **Chiapas** (1990); **Veracruz** (1991); Sinaloa (1991); **Estado de México** (1992); **Tamaulipas** (1992); Morelos (1992); Baja California Sur (1993); **Michoacán** (1993); **Tabasco** (1993); Aguascalientes (1994); San Luis Potosí (1994); Sonora (1994), y Tlaxcala (1994, Ejecutivo)
1995-1999	Establecidas por el Ejecutivo estatal: **Puebla** (1995); **Quintana Roo** (1995, parque urbano; 1996 ZSCE); Campeche (1996); Coahuila (1996); Guanajuato (1997), y Oaxaca (1997)
2000-2006	Establecidas por el Ejecutivo estatal: **Jalisco** (2000); Nuevo León (2000); Zacatecas (2001); Querétaro (2003); **Nayarit** (2003), y **Durango** (2004)
Sin ANP estatales	Baja California, **Chihuahua**, Colima y Guerrero
Después de la LGEEPA (01/1988): Distrito Federal	Establecidas por el presidente de la República (1989)
	Establecidas por el jefe de Gobierno (1999)

Nota: en "Después de la LGEEPA", en **negritas** se indican los estados con iniciativas relacionadas con ANP antes de la LGEEPA.
Fuente: legislación ambiental de las entidades federativas.

cada uno de los gobernadores con interés personal o no en el tema, lo que otorga un rasgo distintivo a los esfuerzos de creación de ANP, el cual se manifiesta en forma de impulsos creativos, seguidos de periodos de inactividad en la mayor parte de las iniciativas relacionadas con las ANP estatales.

Marco institucional

Un indicador del grado de importancia que le otorga una entidad gubernamental a un tema en particular es el nivel jerárquico que se le asigna a la dependencia encargada de los asuntos relativos al mismo (cuadro 9.15). En este sentido destaca la Comisión Estatal de Parques Naturales y de la Fauna, organismo descentralizado de la Secretaría de Ecología del Estado de México, cuya jerarquía es superior que en el resto de las entidades.

La consolidación de las iniciativas de los estados para el establecimiento y manejo de sus propias ANP deberá ir acompañada de un programa de apoyo por parte del gobierno federal que permita tanto un intercambio horizontal de experiencias y mejores prácticas, como brindar oportunidades de acceso a fondos provenientes del presupuesto federal, destinados al manejo directo de las áreas y al desarrollo de las capacidades locales para conservar las ANP. En este sentido es preocupante la multiplicación de iniciativas de algunos estados para que sus mejores ANP se decreten en el ámbito federal. Un ejemplo positivo de este tipo de apoyo federal fue el que otorgó el Programa de Desarrollo Institucional Ambiental (PDIA) al estado de Campeche en el año 2001, el cual con una inversión federal de 390 000 pesos dio como resultado el decreto de la Zona Sujeta a Conservación Ecológica Balam-Kú, con más de 400 000 hectáreas. Desafortunadamente el apoyo a las ANP de las entidades federativas ya no lo incluyó el PDIA a partir de 2002.

No obstante la magnitud de la superficie actualmente decretada como ANP en los estados, es lamentable que todavía se pueda afirmar que la mayor parte de estas constituyen "parques de papel", debido a la falta de recursos humanos y financieros disponibles para su conservación y manejo.

Marco legal

Como se indicó, el sustento legal para el establecimiento y gestión de las ANP de las entidades federativas (cuadro 9.16) se consolida a partir de la entrada en vigor de la

Cuadro 9.15 Nivel jerárquico de las dependencias encargadas de las agendas de medio ambiente y de las áreas naturales protegidas en las entidades federativas

Nivel jerárquico a partir del gobernador	**Segundo**	**Tercero**	**Cuarto**	**Quinto**	**Sin datos**
Primera instancia dedicada exclusivamente a aspectos ambientales	• *Secretaría:* Baja California, Campeche, Coahuila, Distrito Federal, Durango, Guerrero, Jalisco, Estado de México, Nayarit, Puebla, San Luis Potosí y Yucatán • *Instituto:* Guanajuato, Oaxaca y Zacatecas • *Agencia:* Nuevo León • *Coordinación:* Tlaxcala	• *Subsecretaría:* Aguascalientes, Chiapas, Morelos, Querétaro, Quintana Roo y Tabasco • *Dirección:* Chihuahua, Colima, Michoacán y Tamaulipas • *Consejo:* Hidalgo • *Comisión:* Sonora • *Coordinación:* Veracruz	• *Dirección:* Sinaloa • *Jefatura de Departamento:* Baja California Sur		
Primera instancia dedicada exclusivamente a la atención de las ANP		• *Comisión:* Estado de México	• *Jefatura de Departamento:* Aguascalientes, Campeche, Michoacán, Tlaxcala, Yucatán y Zacatecas • *Coordinación:* Baja California	• *Dirección:* Distrito Federal • *Jefatura de Departamento:* Durango, Guerrero, Puebla, Querétaro y Veracruz.	Baja California Sur, Chiapas, Chihuahua, Coahuila, Colima, Guanajuato, Jalisco, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Oaxaca, Quintana Roo, San Luis Potosí, Sinaloa, Sonora, Tabasco y Tamaulipas

Fuente: páginas en la red de las entidades federativas.

Cuadro 9.16 Modalidades para el establecimiento de las áreas naturales protegidas en las entidades federativas

Modalidad	Entidades federativas
Establecidas por el Legislativo estatal	Durango
Establecidas indistintamente por el Ejecutivo o por el Legislativo estatal	Chihuahua
	Chiapas: a partir de 2006; no obstante, en la Ley de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente del estado de Chiapas se faculta al Ejecutivo estatal para expedir las declaratorias
Establecidas por el Ejecutivo estatal o del DF	Aguascalientes, Baja California, Baja California Sur, Campeche, Chiapas, Coahuila, Colima, Distrito Federal, Guanajuato, Guerrero, Hidalgo, Jalisco, Estado de México, Michoacán, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Oaxaca, Puebla, Querétaro, Quintana Roo, San Luis Potosí, Sinaloa, Sonora, Tabasco Tamaulipas, Tlaxcala, Veracruz, Yucatán y Zacatecas

Fuente: legislación ambiental de las entidades federativas.

LGEEPA en 1988, sin embargo, en 2008 la mayor parte de los estados ya tienen una segunda generación de la ley al respecto, derivada de las sustantivas reformas efectuadas a la propia Ley General en 1996.

Una de las principales deficiencias observadas en la mayor parte de las leyes de las entidades federativas en cuanto a ANP, es la carencia de bases para crear los espacios para la participación pública en la conservación y manejo de las áreas. Esto retrasará enormemente el desarrollo de las ANP, ya que la situación de la tenencia de la tierra es probablemente aún más crítica porque en la mayor parte de los estados se presenta menos superficie de propiedad pública que la que existe en las áreas de interés de la Federación.

Instrumentos de planeación

Salvo Aguascalientes, Baja California, Baja California Sur, Hidalgo y Yucatán, las demás entidades federativas plantean la creación de sistemas de áreas naturales protegidas locales (Hidalgo y Yucatán sí lo contemplaban en la primera generación de su legislación ambiental). Aunque la visión integral como sistema constituye la herramienta básica de planeación de las ANP en conjunto, solamente los estados de Guanajuato y San Luis Potosí, así como el Distrito Federal han emitido instrumentos de planeación que intentan lograr una visión que supere la de una simple agregación de ANP.

De un total de 279 ANP estatales, solo 18.3% (51 áreas) cuentan con un programa de manejo: el Distrito Federal (5 áreas), Guanajuato (5), Estado de México (10), Michoacán (1), Morelos (1), Nuevo León (12), Querétaro (1), Quintana Roo (3), San Luis Potosí (1), Tabasco (1), Tamaulipas (1), Veracruz (5) y Yucatán (5).

9.2.5 Áreas naturales protegidas municipales

Un total de 85 ANP municipales con decreto vigente han sido establecidas en 10 de las 32 entidades federativas de México: Campeche, Chiapas, Coahuila, Hidalgo, Jalisco, Estado de México, Querétaro, Tabasco, Tamaulipas y Yucatán.

Las 84 ANP municipales que no se encuentran sobrepuestas a ANP federales o estatales, actualmente abarcan 124 065 hectáreas y representan apenas 0.063% de la superficie terrestre e insular de nuestro país y 0.052% de la superficie de las ANP decretadas en México (cuadro 9.17). La mayor parte de estas áreas son parques urbanos o periurbanos, por ejemplo, 67 de ellas son parques de aproximadamente una hectárea en promedio decretados en diversos municipios por el gobierno del estado de Chiapas entre 1995 y 1996. Los municipios que destacan en cuanto a la importancia de sus ANP son: Torreón, Coah., con la Sierra y Cañón de Jimulco (48 649 hectáreas en el municipio); Zapopan, Jal., con la Barranca del Río Santiago (17 729); Querétaro, Qro., con la Zona Occidental de Microcuencas y Jurica Poniente (12 267); Mérida, Yuc., con Tumben Cuxtal (10 757), y Tampico, Tamps., con La Vega Escondida (2 217).

Contexto de políticas públicas y marco institucional

El incipiente desarrollo de las ANP municipales en este momento impide realizar un análisis efectivo del contexto político y del marco institucional en los que estas se desarrollan. Sin embargo, el fortalecimiento de las capacidades municipales para integrarse efectiva y proactivamente a un verdadero esquema federativo, ha sido, por lo menos durante las últimas dos décadas, un importante componente de la política de Estado en todo el país.

Cuadro 9.17 Tipos de ecosistemas comprendidos en las áreas naturales protegidas municipales

Tipo de ecosistema	Superficie total de las ANP municipales en el Sinap (hectáreas)	Porcentaje de la superficie de las ANP municipales en el Sinap	Porcentaje del tipo de ecosistema en todo el país
Selva perennifolia y subperennifolia	1 296	1.06	0.014
Selva subcaducifolia	22 544	18.36	0.476
Selva caducifolia	18 330	14.93	0.108
Selva espinosa	5 079	4.14	0.262
Bosque de coníferas	148	0.12	0.001
Bosque de encino	5 517	4.49	0.035
Bosque mesófilo de montaña	4	0.00	0.000
Especial (mezquital, palmar natural y vegetación de dunas costeras)	0	0.00	0.000
Matorral xerófilo	44 292	36.07	0.076
Pastizal	626	0.51	0.005
Sin vegetación aparente	321	0.26	0.034
Vegetación hidrófila	2 078	1.69	0.080
Vegetación inducida	9 468	7.71	0.144
Otros usos	11 086	9.03	—
Cuerpos de agua	2 008	1.64	—
Total SIG	**122 798**	**—**	**—**
Total ajustado (por diferencia base de datos *vs.* SIG)	**124 065**	**—**	**—**

Nota: los datos incluyen el conjunto de ANP decretadas al 31 de agosto de 2008.
Fuentes: INEGI (2005); Bezaury-Creel *et al.* (2007).

En este sentido es importante plantear algunos problemas derivados de la confrontación legal entre las facultades que otorga el artículo 115 constitucional a los municipios para planificar el uso del suelo y expedir las licencias de construcción, con respecto a aquellas que da el artículo 27 constitucional a la Federación para imponer las modalidades sobre la propiedad, fundamento jurídico en última instancia de la facultad de la Federación para establecer ANP en el territorio mexicano en función de su utilidad pública.

Por lo anterior, resulta paradójico encontrarse con resoluciones judiciales que ordenan en 2005 al municipio de la Paz, BCS, que revoque un decreto de área natural protegida municipal, la Zona de Conservación Ecológica y de Interés de la Comunidad Estero Balandra, establecida en 2004; así como al municipio de Querétaro, Qro., en cuanto al correspondiente a la Zona Sujeta a Conservación Ecológica Peña Colorada, establecida en 2002, y declarado nulo el acuerdo de cabildo en 2006.

Otras circunstancias confrontan a las ANP federales con los municipios, como en el caso del juicio de controversia constitucional derivado del Programa de Desarrollo Urbano del Centro de Población Tulum, que pretende autorizar desarrollos turísticos dentro del Parque Nacional Tulum, en el municipio de Solidaridad (ahora Tulum), Quintana Roo, o la aprobación de un fraccionamiento urbano expedida por un cabildo saliente en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey, en el municipio de Santa Catarina, NL. Asimismo, la gestión de la manifestación de impacto ambiental regional ante las autoridades federales del Plan de Desarrollo Urbano Municipal expedido por el cabildo del municipio de Soto la Marina, Tamps., dentro del APFF Laguna Madre y Delta del Río Bravo, también ha provocado desencuentros entre los órdenes de gobierno estatal y municipal con el federal. Es indudable que será la Suprema Corte de Justicia la que resolverá finalmente la validez de las facultades federales y las municipales en el ámbito de las ANP. Esta resolución determinará en buena medida tanto el futuro de las ANP federales, como el de las entidades federativas y municipales en México.

Cuadro 9.18 Modalidades para el establecimiento de las áreas naturales protegidas municipales de acuerdo con la legislación ambiental de las entidades federativas

Modalidad	Entidades federativas
Establecidas por el Legislativo estatal	Chihuahua, Durango y **Jalisco**
Establecidas por el Ejecutivo estatal	**Chiapas**, **Coahuila**, Guerrero, **Hidalgo**, **Tabasco**, Tlaxcala y Zacatecas
Establecidas por el Ejecutivo estatal o los ayuntamientos	Baja California Sur y Oaxaca
Establecidas por los ayuntamientos	Aguascalientes (Programa de Manejo dictaminado por la Secretaría), Baja California, **Campeche**, **Estado de México** (en los Planes Municipales de Desarrollo Urbano), Morelos, Nayarit, Nuevo León, Oaxaca, **Querétaro**, Quintana Roo, San Luis Potosí (no específico), Sinaloa, **Tamaulipas**, Veracruz, **Yucatán** (dictamen del gobierno del Estado)
No contempladas en su legislación ambiental	Colima, Distrito Federal (delegacionales), Guanajuato, Michoacán y Sonora

Notas: en **negritas**, aquellas entidades donde ya se han establecido ANP de interés para los municipios. En Coahuila, Estado de México e Hidalgo, órdenes de gobierno distintos al especificado han establecido ANP municipales.

Fuente: legislación ambiental de las entidades federativas.

Marco legal

La mayor parte de las entidades federativas prevén en su respectiva legislación ambiental el establecimiento de ANP de interés para los municipios. Sin embargo, con esta cobertura legal solamente se han establecido ANP municipales en 10 estados de la República mexicana (cuadro 9.18).

Es importante añadir que independientemente de lo estipulado por las legislaciones estatales, cuando menos los ayuntamientos de Cuautepec de Hinojosa, de Singuilucan, en Hidalgo, y de Torreón, en Coahuila, han establecido sus propias ANP. Asimismo, el Ejecutivo estatal del Estado de México ha decretado ANP de interés para algunos municipios.

Una percepción errónea de lo que se debe considerar un ANP, observada tanto en la creación de ANP municipales como en algunas entidades federativas, se deriva de la inclusión en 1988 de los "parques urbanos" en la LGEEPA como una categoría de manejo de las ANP federales. Es importante que en esta etapa incipiente de desarrollo de ANP de interés para los municipios, se establezca una categoría legal que permita diferenciar claramente los espacios verdes urbanos como componentes esenciales de la infraestructura de los centros de población, cuyo mantenimiento es sin duda un servicio público municipal, así como el papel que pueden asumir los municipios en la conservación de los espacios naturales que constituyen verdaderas ANP. En este sentido, las ANP municipales brindan servicios ambientales a una porción de la sociedad mexicana mucho más amplia que los habitantes de la propia localidad y, por ende, se les deberían destinar más apoyos presupuestarios estatales o federales que permitan garantizar su viabilidad y permanencia.

Instrumentos de planeación

A la fecha solo dos ANP municipales, el Área Municipal de Protección Hidrológica Barranca del Río Santiago en Zapopan y la Zona Sujeta a Conservación Ecológica Reserva Cuxtal en Mérida, cuentan con sus respectivos programas de manejo. Adicionalmente, el ANP y Reserva Ecológica Sierra y Cañón de Jimulco en Torreón cuenta con un Reglamento de la Reserva Ecológica Municipal.

Participación pública

Actualmente solo la Reserva Ecológica Sierra y Cañón de Jimulco cuenta con un instrumento jurídico específico que sustenta la creación de su consejo asesor, por medio del Reglamento del Consejo Asesor de la Reserva Ecológica Municipal, expedido el mismo día que se estableció la reserva con su reglamento correspondiente. Sin embargo este espacio, como todos aquellos experimentos innovadores de participación pública existentes en México, no ha estado exento de problemas y necesita ser consolidado a lo largo del tiempo.

Recursos humanos y financieros

Finalmente, es importante insistir en que el incipiente desarrollo de las ANP municipales en México representa una veta prácticamente inexplorada para la conservación de espacios naturales. Sin embargo, hoy día la capacidad institucional de gestión es muy limitada y no se cuenta con suficientes recursos humanos y financieros en la mayor parte de los municipios del país. En este sentido, es necesario que la Federación establezca programas específicos

de apoyo directo a los municipios que deseen desarrollar dicha capacidad y que cuenten en su territorio con espacios naturales importantes para la conservación de la biodiversidad y la generación de servicios ambientales en el ámbito regional.

9.2.6 Áreas naturales protegidas privadas y sociales

No obstante los esfuerzos realizados a la fecha en México para establecer y consolidar las ANP gubernamentales, es indispensable reconocer que buena parte de la biodiversidad terrestre mexicana se ubica fuera de estas áreas, en terrenos que pertenecen a comunidades, ejidos y pequeños propietarios y que en muchos de los casos no se deben incluir en un régimen de protección gubernamental.

Los esfuerzos individuales o colectivos de ciudadanos en México para proteger espacios naturales no es un fenómeno nuevo (De la Maza Elvira y De la Maza Elvira 2005). Sin embargo, es solo recientemente que este movimiento empieza a tomar forma e impulso, y por ende a manifestarse como un componente que puede desempeñar una función importante en la conservación de la biodiversidad mexicana en un futuro cercano (cuadro 9.19).

Contexto de políticas públicas

La política de "modernización del campo mexicano" y las consecuentes modificaciones a la Constitución y a la Ley Agraria efectuadas en 1992, representan el marco de políticas públicas en el cual se encuentran inmersas las diversas y dispersas iniciativas para la conservación de tie-

Cuadro 9.19 Tipos de ecosistemas que se encuentran en las áreas naturales protegidas privadas y comunitarias (hectáreas)

Tipo de ecosistema	Superficie total de las áreas destinadas voluntariamente a la conservación	Superficie total de las reservas privadas y sociales fuera de ANP federales, estatales, DF y municipales	Superficie total de las ANP privadas y sociales	Porcentaje de la superficie de las ANP privadas y sociales	Porcentaje del tipo de ecosistema en todo el país
Selva perennifolia y subperennifolia	25 082	13 252	38 333	7.52	0.405
Selva subcaducifolia	2 298	185	2 483	0.49	0.052
Selva caducifolia	31 990	11 259	43 249	8.49	0.255
Selva espinosa	2	2 787	2 789	0.55	0.144
Bosque de coníferas	35 762	15 799	51 561	10.12	0.307
Bosque de encino	11 398	85 625	97 024	19.05	0.624
Bosque mesófilo de montaña	17 446	7 132	24 578	4.82	1.347
Especial (mezquital, palmar natural y vegetación de dunas costeras)	5	668	673	0.13	0.143
Matorral xerófilo	46 862	96 642	143 504	28.17	0.248
Pastizal	18 014	67 217	85 231	16.73	0.679
Sin vegetación aparente	0	3 905	3 905	0.77	0.409
Vegetación hidrófila	551	3 735	4 286	0.84	0.165
Vegetación inducida	1 136	2 417	3 553	0.70	0.054
Otros usos	5 152	2 530	7 683	1.51	—
Cuerpos de agua	142	421	563	0.11	—
Total SIG	**195 840**	**313 575**	**509 416**	**100**	**—**
Total ajustado (por diferencia base de datos *vs.* SIG)	**203 233**	**—**	**—**	**—**	**—**

Fuentes: INEGI (2005); Bezaury-Creel *et al.* (2008b, c).
Nota: los datos incluyen el conjunto de ADVC certificadas al 31 de julio de 2008 y las reservas privadas y sociales detectadas hasta esa fecha.

rras privadas y sociales en México. Estas modificaciones están generando cada día, a mayor velocidad, profundos cambios cualitativos y cuantitativos, no solo en la estructura de la tenencia de la tierra, también en los patrones de uso del suelo y, por ende, en los ecosistemas de México.

A la fecha la falta de definición de una política de Estado al respecto, así como la inexistencia de incentivos fiscales y estímulos económicos específicos, no ha permitido que muchas comunidades, ejidos, pequeños propietarios y empresas se articulen formalmente en programas para la conservación, restauración y uso sustentable de sus tierras, en un marco coherente que represente un insumo importante tanto para apoyar la estrategia nacional para la conservación de los ecosistemas y su biodiversidad, como para el mantenimiento de los bienes y servicios ambientales que estos espacios proveen a la sociedad en su conjunto.

El 16 de mayo de 2008 el Legislativo federal aprobó reformas y adiciones a diversas disposiciones de la LGEEPA, para fortalecer la certificación voluntaria de predios. Mediante esta reforma se codifican las áreas destinadas voluntariamente a la conservación, mismas que se establecen mediante un certificado que expide la Semarnat, por medio de la Conanp, y con el cual se reconocen como ANP administradas directamente por sus propietarios y que se manejan conforme a la estrategia definida por el propietario en el certificado.

Marco institucional

Dos vertientes permiten definir los marcos de desarrollo institucional en los cuales se han hecho los principales esfuerzos ciudadanos para proteger espacios naturales en México. Por un lado, los trabajos autogestivos comunitarios para lograr una reapropiación de sus territorios, utilizarlos sustentablemente y proteger su patrimonio natural, utilizando esquemas de "ordenamiento comunitario del territorio" que se comenzaron a desarrollar a partir de las últimas décadas del siglo pasado y que han sido facilitados por proyectos como el Plan Piloto Forestal de Quintana Roo, Conservación de la Biodiversidad por Comunidades Indígenas (Coinbio), el Proyecto de Conservación y Manejo Sustentable de Recursos Forestales en México (Procymaf), el Proyecto de Manejo Integrado de Ecosistemas en Tres Ecorregiones Prioritarias (MIE) y otros más. Por otro lado, los proyectos privados de conservación de tierras impulsados por organizaciones no gubernamentales nacionales e internacionales, entre las que destacan las diferentes ONG afiliadas a Pronatura, A.C., The Nature Conservancy y muchas otras.

Una nueva modalidad mixta en la que participan el sector público, comunidades y ONG conservacionistas se establece a partir de 2003 con la expropiación concertada de las tierras de uso común del ejido Alfredo V. Bonfil, localizado en las islas Espíritu Santo y Partida del Golfo de California, así como la expropiación concertada en 2004 de las ampliaciones forestales de los ejidos de Xcupilcacab, Konchén, Moch-Cohuoh e Ich-Ek en la Reserva de la Biosfera Calakmul, en Campeche. En estos casos los habitantes de los ejidos accedieron voluntariamente a la expropiación, la titularidad de la propiedad recayó directamente en la Conanp y las ONG conservacionistas aportaron los recursos económicos para dar suficiencia presupuestaria al acto de expropiación.

Otros esquemas

Un esquema interesante es el que se desarrolló para el Fondo Monarca, en el cual comunidades y particulares con propiedades dentro de la Zona Núcleo de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca crearon un fideicomiso al que aportaron el uso del suelo de sus terrenos para su conservación; las ONG proveen anualmente y a perpetuidad recursos provenientes de un fondo patrimonial que permitió al principio compensar a los propietarios por una parte de los volúmenes de extracción de madera autorizados antes del establecimiento de la reserva y no aprovechados, así como por una parte del costo de los servicios de conservación realizados por los propietarios. Sin embargo, para que sea funcional como un instrumento económico a largo plazo, se requieren esquemas de gobernabilidad efectivos en la región y un mayor monto de capital que permita compensar adecuadamente tanto el diferencial de los ingresos perdidos por los propietarios, como cubrir los costos derivados de la vigilancia y el monitoreo. Solo así se evitará efectivamente la tala ilegal y se podrá considerar como un esquema exitoso de conservación derivado de un mecanismo económico público-privado.

Marco legal

Los proyectos privados y sociales para la conservación, restauración y uso sustentable de tierras en México se desarrollan principalmente en un marco legal que establece límites en cuanto a la magnitud de su superficie, determinados por la Ley Agraria para usos productivos

Recuadro 9.7 Conservación privada y comunitaria de la naturaleza en México: antecedentes históricos

Roberto G. de la Maza

La protección de predios privados para garantizar la permanencia de sus servicios ambientales es una práctica añeja en México.

Al llegar de España en 1803 las "Ordenanzas para el gobierno de los montes y arbolado", y cuando algunos hacendados fueron dotados de títulos nobiliarios, pudieron destinar el uso de sus predios para este fin. De esta manera, Pedro Romero de Terreros, conde de Regla, seleccionó dos predios, Real del Monte y Atotonilco el Chico, y los protegió con el nombre de "Bosques Vedados". Desgraciadamente, después de la Independencia la ley de 1826 expropió estos terrenos. En 1864 Manuel Villada, integrante de la Comisión Científica de Pachuca, hacía notar que el Bosque Vedado de Real del Monte se encontraba prácticamente destruido; mientras que el Bosque Vedado del Chico aún se conservaba en buen estado (Villada 1865).

Alrededor de 1824 llegó a México el botánico de origen germano Karl Sartorius y compró la propiedad denominada El Mirador, en las cercanías de Huatusco, Veracruz. En ella cultivó cafetales que le permitieron ganarse la vida y protegió la exuberante vegetación que tanto le fascinaba. El Mirador funcionó como estación biológica internacional a la que acudieron zoólogos y botánicos como Wilhelm Karwinski, Auguste Sallé, Ferdinand Deppe, Theodore Harwegg y Karl Bartholomeus Heller, quienes describieron nuevos taxa para la ciencia. Estas actividades científicas fueron clave para el conocimiento de la biodiversidad mexicana y tuvieron consecuencias tan relevantes como la primera expedición mexicana que ascendió hasta la cima del Pico de Orizaba, en 1848 (Heller 1987).

Posteriormente, la primera constancia de protección gubernamental de un área boscosa, a instancias de la petición expresa de un particular, ocurrió durante el gobierno de Álvaro Obregón, en 1923, cuando se protegió la Hacienda de San José de los Leones, ubicada en Naucalpan, en el Estado de México: "el señor ingeniero Antonio Díaz Sánchez, propietario de la expresada finca, se ha dado cuenta de la importancia que la vegetación forestal tiene y por ello ha solicitado del Ejecutivo Federal a mi cargo se declare como Zona Protectora Forestal la que constituyen los terrenos forestales de su hacienda" (ine s/f).

En este mismo tenor, las autoridades del ayuntamiento de Guadalupe Hidalgo consideraban necesaria la reforestación de la Sierra de Guadalupe y, en 1923, solicitaron que fuera declarada zona protectora forestal.

(agrícola, ganadero o forestal), y en su caso por las restricciones impuestas en cuanto a la propiedad en las "zonas restringidas" especificadas por la Ley de Inversiones Extranjeras. Los códigos civiles y mercantiles de las entidades federativas tienen una función preponderante en cuanto a la disponibilidad de instrumentos contractuales y de derechos reales para la conservación de tierras privadas. En este sentido, Pronatura, A.C., logró instrumentar en el estado de Veracruz la primera servidumbre con fines de conservación en México y plantear un conjunto de herramientas legales disponibles en México para sustentar la conservación de estos espacios.

La lgeepa prevé dos casos específicos mediante los cuales se pretende formalizar y articular la participación de estos actores en la conservación de los ecosistemas y la biodiversidad presente en sus predios. En el artículo 59 se indica que los ciudadanos podrán solicitar voluntariamente que en sus terrenos se decrete una anp y que ellos mismos serán los responsables del manejo de dicha área. Y en el artículo 77 bis se dice que los ciudadanos podrán solicitar que los trabajos de conservación realizados en sus terrenos sean certificados por el gobierno como anp, en la categoría de áreas destinadas voluntariamente a la conservación, y manejados conforme a los esquemas propuestos por ellos mismos. Asimismo, en el artículo 64 bis se prevé el establecimiento de incentivos económicos y estímulos fiscales específicos para los predios certificados.

En el ámbito federal, a la fecha solo se ha declarado un área de acuerdo con los términos previstos en el artículo 59 de la lgeepa, el Parque Nacional Sierra de Órganos, Zacatecas (Semarnap 2000), con una superficie de 1 124 hectáreas. Sin embargo, el gobierno del estado de Hidalgo y dos de sus municipios ya han decretado en forma análoga, y conforme con su legislación estatal, cinco áreas naturales protegidas con una superficie de 124 hectáreas. Asimismo, el gobierno del Distrito Federal ya estableció dos anp con esta modalidad, las reserva ecológicas co-

munitarias San Nicolás Totolapan y San Miguel Topilejo. La legislación ambiental de 14 entidades federativas ya considera el reconocimiento de esquemas privados y sociales de conservación (cuadro 9.20).

De acuerdo con el artículo 77 bis de la LGEEPA, a julio de 2008 la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas ha certificado 170 predios o conjunto de predios con una superficie total de 203 233 hectáreas, de los cuales la mayor parte corresponde a ejidos y comunidades con 144 871 y 58 362 hectáreas de pequeñas propiedades. En forma análoga, cuando menos 11 predios con una superficie de 6 926 hectáreas han sido certificados por el gobierno del estado de Veracruz, de acuerdo con su legislación, y una más con ocho hectáreas fue certificada por el gobierno del estado de Hidalgo.

El futuro desarrollo de los esquemas de conservación privados y sociales requerirá un mayor fortalecimiento del marco legal en el cual se desarrolla (cuadro 9.21), especialmente en lo referente a los programas de apoyo y estímulos fiscales. Solo así las ANP privadas y sociales se podrán multiplicar y consolidar como un elemento importante de la estrategia nacional para la conservación de la biodiversidad y el mantenimiento de los servicios ambientales que los espacios naturales brindan a la sociedad.

Instrumentos de planeación

El desarrollo de ANP privadas y sociales en México es el resultado de múltiples esfuerzos individuales, aislados y dispersos efectuados por una gran diversidad de actores sociales. La carencia de una visión compartida, diversificada y capaz de articular sus diferentes elementos en esta etapa, por un lado permite el despliegue de una gran creatividad para explorar múltiples estrategias novedosas; pero, por otro, impide que se canalice una mayor cantidad de recursos para acelerar su desarrollo, promover el fortalecimiento del marco legal para favorecer su expansión y crear sinergias entre sus diferentes integrantes y componentes.

La certificación de la Conanp establece como una de

Cuadro 9.20 Esquemas para la protección de tierras privadas y sociales en las entidades federativas, utilizando como referencia los esquemas establecidos en la LGEEPA

Esquema	Entidades federativas
Artículos 59 y 77 bis	Coahuila (s/p), Guanajuato (s/p), Morelos (s/p), San Luis Potosí (s/p), Hidalgo (s/p) y Nuevo León (s/p), en donde los ayuntamientos también pueden emitir certificados
Artículo 59	Colima (s), Distrito Federal (s) y Querétaro (s/p)
Artículo 77 bis	Estado de México (s/p), Nayarit (s/p), Puebla (s/p), Tamaulipas (s/p) y Veracruz (s/p)
Sin normatividad para áreas privadas y sociales	Aguascalientes, Baja California, Baja California Sur, Campeche, Chiapas, Chihuahua, Durango, Guerrero, Jalisco, Michoacán, Oaxaca, Quintana Roo, Sinaloa, Sonora, Tlaxcala, Yucatán y Zacatecas
Incentivos económicos	Distrito Federal: programa específico de apoyo a áreas decretadas en primera instancia y obligatoriedad de programar los recursos financieros requeridos por dicho programa estipulado en la ley

s: social; p: privada
Fuente: legislación ambiental de las entidades federativas.

Cuadro 9.21 Superficie protegida mediante esquemas privados y sociales (hectáreas)

Propiedad	Certificada federal (ADVC)	Certificada entidades federativas	No certificada	Fuera de ANP	Dentro de ANP	Total
Privada	58 363	908	340 477*	280 443*	119 304*	399 748*
Social	144 880	147	294 883*	356 680*	83 229*	439 909*
Pública, con apoyo privado (exceptuando superficie certificada)	—	6 000	160 253	6 000	160 253	166 253
Total	**203 243**	**7 055**	**795 613**	**643 123**	**362 786**	**1 005 910**

* Por lo menos.
Fuentes: certificados emitidos por la Conanp al 31 de julio de 2008; Bezaury-Creel *et al.* (2008b, c).
Nota: los datos incluyen el conjunto de ADVC certificadas al 31 de julio de 2008 y las reservas privadas y sociales detectadas hasta esa fecha.

Recuadro 9.8 El modelo comunitario de conservación en Oaxaca

Salvador Anta Fonseca • Gustavo Sánchez

Oaxaca es uno de los estados de la República con mayor biodiversidad y la entidad con mayor diversidad étnica (16 grupos), donde las comunidades indígenas y mestizas son propietarias de 77% del territorio estatal mediante sus bienes comunales y ejidos, y donde se encuentra la mayor parte de esa biodiversidad. Es en estos territorios donde se conservan y manejan los cerca de 5.1 millones de hectáreas de bosques y selvas (Anta y Merino 2003).

No obstante, la superficie que se encuentra en régimen de protección formal con la figura de ANP es mínima, pues cubre solo 3.3% (316 981 hectáreas) de la superficie del estado (Anta y Merino 2003). Sin embargo, cuando se revisa otro tipo de instrumentos de regulación y manejo de recursos naturales, como los programas de manejo forestal (PMF), las unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre (UMA), los ordenamientos territoriales comunitarios (OTC) y las áreas comunitarias protegidas (ACP) encontramos que el área con manejo y protección comunitaria es significativamente mayor de la que representan las ANP, ya que considerando todos estos instrumentos se alcanza una superficie de 1.5 millones de hectáreas (15% del territorio estatal).

El interés por definir y establecer áreas comunitarias para la conservación es un proceso histórico que existe en diferentes comunidades y regiones de Oaxaca. Es muy probable que como parte del legado cultural de los pueblos prehispánicos, ligado a su vez a conceptos simbólicos de la naturaleza, se haya heredado el culto y respeto a determinados sitios considerados espacios mágico-religiosos.

Ese respeto y esa visión simbólica parecen ser la causa del interés por mantener protegidos y conservados diferentes lugares de Oaxaca, como el Cerro Rabón en la Mazateca, el Zempoaltépetl en la Mixe, el Guiengola en el área Zapoteca del Istmo, o el Cerro Huatulco en la costa, por citar algunos ejemplos.

La permanencia de la "comunalidad" (Martínez 2003) o la organización comunitaria es también parte de un proceso que explica el interés y el acuerdo entre muchas comunidades de Oaxaca por mantener áreas naturales libres de aprovechamiento de sus recursos naturales. La defensa del territorio y sus recursos naturales son elementos que han permitido cohesionar a las comunidades y ha generado una identidad definida por la pertenencia a un territorio.

Los avances que se fueron consolidando en materia de conservación comunitaria en Oaxaca llamaron la atención de algunas instituciones internacionales de financiamiento, como el Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF) y el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (GEF). Así, el WWF incorpora en sus líneas de trabajo el apoyo a las iniciativas de conservación comunitaria de Huatulco, Ixtepeji y Yavesia, mientras que el Banco Mundial, por medio del GEF, comienza el financiamiento de la organización civil Proyectos de Sierra Norte para elaborar un estudio de las áreas comunitarias en la Sierra de Juárez y evaluar la factibilidad de extender esta propuesta a un mayor número de comunidades.

Posteriormente, el Banco Mundial con el apoyo del Procymaf y la Delegación Semarnat en Oaxaca elaboraron una propuesta de solicitud para financiar el establecimiento de áreas comunitarias de conservación, misma que se extendió a los estados de Guerrero y Michoacán. En el año 2001 el GEF autorizó un financiamiento de 7.5 millones de dólares para ejecutarse en siete años, con el propósito principal de promover y establecer áreas comunitarias de conservación mediante el proyecto denominado Conservación de la Biodiversidad por Comunidades Indígenas (Coinbio) (World Bank 2000). El Coinbio enfocó sus actividades en tres regiones del estado de Oaxaca: la Sierra Norte, la región de Yautepec y la Costa.

En los últimos años, en particular a partir de 2003, la Dirección Regional Pacífico Sur de la Conanp comenzó a impulsar el proceso de certificación de iniciativas comunitarias, que es el reconocimiento que expide la Conanp a aquellas comunidades, ejidos o pequeños propietarios que han establecido áreas para su conservación, por medio de un certificado que se basa en el artículo 59 de la LGEEPA (Sánchez 2005). Esta nueva iniciativa ha permitido certificar más de 50 000 hectáreas comunitarias en Oaxaca en 18 comunidades y ejidos, como el Cerro de las Flores, el Sistema Comunal de Áreas Protegidas en Santa María Huatulco y una importante extensión de más de 20 000 hectáreas de bosque mesófilo continuo en las comunidades de Santa Cruz Tepetotutla, San Antonio del Barrio, Santiago Tlatepusco y San Pedro Tlatepusco, Cerro Chango en el ejido Nuevo San José Río Manso, así como Cerro Azul en Santa María Chimalapa.

las obligaciones de los titulares la elaboración del programa de manejo del área, el cual debe tomar en cuenta lo previsto en el estudio que presentó para obtener el certificado. Asimismo, en los predios adquiridos con el apoyo de The Nature Conservancy se utiliza como instrumento de planeación la metodología denominada "Plan de Conservación de Sitio", la cual identifica los valores de conservación, las amenazas a estos y prevé las medidas necesarias para mitigar dichas amenazas como el principal instrumento para su manejo.

Recursos financieros

Es interesante el hecho de que ambas vertientes de desarrollo de iniciativas relacionadas con la conservación de tierras privadas y sociales cuenten con un componente importante de financiamiento internacional. Las iniciativas sociales que han sido apoyadas por proyectos como el Coinbio y el Procymaf, de la Conafor, y el MIE, de la Conanp,[6] han contado tanto con financiamiento externo, como proveniente de fondos fiscales federales. Es importante aclarar que estas iniciativas contemplan proyectos integrales y que solo una porción de dicho financiamiento ha dado como resultado la creación de áreas protegidas comunitarias.

En el caso de las iniciativas privadas la principal fuente de financiamiento para la compra de tierras o la adquisición de derechos sobre estas (servidumbres, usufructos, contratos, fideicomisos, etc.) han sido las ONG conservacionistas internacionales. Sin embargo, el papel que empiezan a tener tanto las ONG conservacionistas nacionales como algunas empresas mexicanas en este rubro, día a día es más relevante. Los montos dedicados a estas actividades no son fáciles de identificar, aun así, no es aventurado estimar una inversión superior a los 25 millones de dólares, sin considerar los fondos requeridos para el manejo cotidiano de estas áreas. En cuanto a financiamientos no relacionados con la compra directa de tierras, sino para el desarrollo de proyectos nacionales para el fomento de la actividad, destaca el ejecutado por Pronatura, A.C., con un monto total de 1.85 millones de dólares, de los cuales 0.75 fueron aportados por el GEF, 0.4 por fundaciones internacionales y 0.7 por la propia ONG.

Un componente que cada día adquiere mayor importancia como incentivo para las comunidades, ejidos y pequeños propietarios para el establecimiento de ANP privadas y comunitarias, son los programas de pagos por servicios ambientales (hidrológicos-PSAH y carbono y biodiversidad) operados por la Conafor, cuya continuidad a mediano plazo ahora apoya el proyecto Servicios Ambientales del Bosque.[7]

La terminación a corto plazo de los programas Coinbio, Procymaf y MIE plantean la necesidad de que se institucionalicen como instrumentos de la política forestal o, en su caso, se sustituyan por otros con características similares. Asimismo, es urgente el establecimiento de un programa de apoyo específico manejado directamente por la Conanp, el cual permita canalizar incentivos económicos que compensen a los propietarios tanto de las áreas destinadas voluntariamente a la conservación, como de las reservas privadas y comunitarias, por los gastos y costos que implica mantener los servicios que brindan sus predios a la sociedad en general.

Asimismo, se requiere trabajar creativamente con el Poder Legislativo y la Secretaría de Hacienda y Crédito Público, con el fin de establecer estímulos fiscales que promuevan la certificación y permanencia de las áreas destinadas voluntariamente a la conservación, como se prevé en el artículo 64 bis de la LGEEPA, entre los que se podrían enunciar: la acreditación directa del equivalente al impuesto sobre el activo fijo en labores de conservación de predios certificados Conanp; la acreditación de una porción del impuesto sobre la renta a empresas ganaderas equivalente a las porciones de sus predios certificados Conanp, o a empresas forestales que restrinjan los aprovechamientos forestales en "bosques con alto valor de conservación" en cuanto al valor de los volúmenes no aprovechados y dedicados a proteger los ecosistemas.

9.2.7 Integración en el paisaje de las áreas naturales protegidas en México

Es evidente que ningún ANP será capaz de conservar por sí sola la totalidad de su biodiversidad, si adicionalmente no se ponen en práctica proyectos integrales que favorezcan el manejo sustentable de otros territorios en su área de influencia y más allá de esta, de los cuales dependen las metapoblaciones de las diferentes especies y se desarrollan procesos tanto físicos como biológicos, que son esenciales para mantener la viabilidad funcional del área. Esta realidad ha dado lugar a diversos planteamientos, entre otros: los corredores biológicos, las reservas archipiélago (Halffter 2005), los instrumentos de planificación territorial ecológica y urbana, la integración de paisajes productivos sustentables y el diseño de sistemas de ANP. Dichos sistemas deben estar funcionalmente integrados en cuanto a la conectividad de los flujos espaciales de las poblaciones de flora y fauna, su complementariedad en

función de la diversidad de hábitats que protegen y, de ser posible, la replicabilidad funcional de todos sus elementos, previendo el caso de la imposibilidad a largo plazo de proteger a todos y cada uno de estos.

Actualmente en México se están utilizando diversos instrumentos de política pública y de acción social para planificar y estabilizar el uso del suelo y las aguas, en un contexto de integración de esquemas de conservación y aprovechamiento sustentable de recursos naturales (Fig. 9.3). Entre ellos podemos mencionar: el "ordenamiento ecológico del territorio" (OET); las zonas de restauración; la zonificación forestal; los programas de pagos por servicios ambientales desarrollados por la Conafor y aquellos derivados de otras iniciativas; las "áreas de refugio para proteger especies acuáticas"; las "unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre" (UMA); los ordenamientos comunitarios del territorio (OCT), así como las reservas comunitarias que de estos se derivan; las áreas forestales permanentes de ejidos productores forestales, los aprovechamientos forestales sustentables certificados por el Forest Stewardship Council (FSC) y la atención especial a los bosques de alto valor de conservación (BAVC) en bosques certificados por la FSC; los aprovechamientos pesqueros sustentables certificados por el Marine Stewardship Council (MSC), y las reservas privadas. El uso de otros instrumentos ya contemplados por la legislación mexicana también ofrece nuevas perspectivas aún no experimentadas, como el uso de: el "hábitat crítico para la conservación de la vida silvestre"; las "reservas de aguas nacionales" para garantizar el caudal mínimo ecológico en corrientes superficiales, y las zonas restringidas a la realización de actividades con organismos genéticamente modificados, entre otras (cuadro 9.22).

La integración en el paisaje de un mosaico de usos diversificados representará la estrategia más viable para conservar y aprovechar sustentablemente la biodiversidad en México, utilizando la combinación de la gama de instrumentos disponibles para planificar el uso del suelo y las aguas en un contexto de integración de esquemas de conservación, restauración y aprovechamiento sustentable de recursos naturales, estableciendo sinergias entre los instrumentos de política pública y de aquellos derivados de la acción social. En este sentido es importante evitar el uso de fórmulas preconcebidas o "recetas", ya que la combinación óptima de los diversos instrumentos debe ser específica para cada una de las regiones del país, en función de sus peculiares condiciones sociales y ecológicas, situación que determina al fin y al cabo la viabilidad y efectividad de cada uno de estos instrumentos. Es necesario recalcar que en algunas regiones de México, las ANP necesariamente deben desempeñar una función secundaria ante la mayor viabilidad que representa el uso de otros instrumentos socialmente más idóneos, para lograr la conservación de la biodiversidad en el paisaje.

Cuadro 9.22 Cobertura de instrumentos de política pública y acción social para la conservación, el aprovechamiento sustentable y la restauración de recursos naturales

Instrumento	Superficie (hectáreas)	Fuente
Ordenamiento Ecológico del Territorio	9 954 748	Semarnat-DGPAIRS (2008), ajustado. Solamente se cuantifican los regionales no estatales y los locales
Ordenamiento Comunitario del Territorio	3 021 863	González *et al.* (2008)
Programas de pagos por servicios ambientales Conafor (PSAH, PSA-CABSA)	1 294 103	2003-2006: Bezaury-Creel e Iglesias-Gutiérrez (2007); 2007: José Armando Alanís de la Rosa, Conafor, com. pers.
Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida silvestre (intensivas y extensivas)	30 420 000	Semarnat-DGVS (2008)
Áreas forestales permanentes	643 219	Bezaury-Creel y Ochoa-Ochoa (2008); Smartwood (2008)
Aprovechamientos forestales sustentables certificados por el Forest Stewardship Council	629 535	Un total de 897 402 hectáreas han sido certificadas por el FSC en México. La superficie indicada solo incluye los certificados vigentes (Bezaury-Creel *et al.* 2008a)
Aprovechamientos pesqueros sustentables certificados por el Marine Stewardship Council	1 568 944	Bezaury-Creel *et al.* (2008a)
Humedal de importancia internacional Ramsar (fuera de las ANP)	1 880 944	Ramsar 2008
Zonas de restauración	1 657 349	*Diario Oficial de la Federación* y periódicos oficiales de las entidades federativas

Nota: existe sobreposición entre los diferentes instrumentos y, por tanto, no es factible realizar una suma directa.

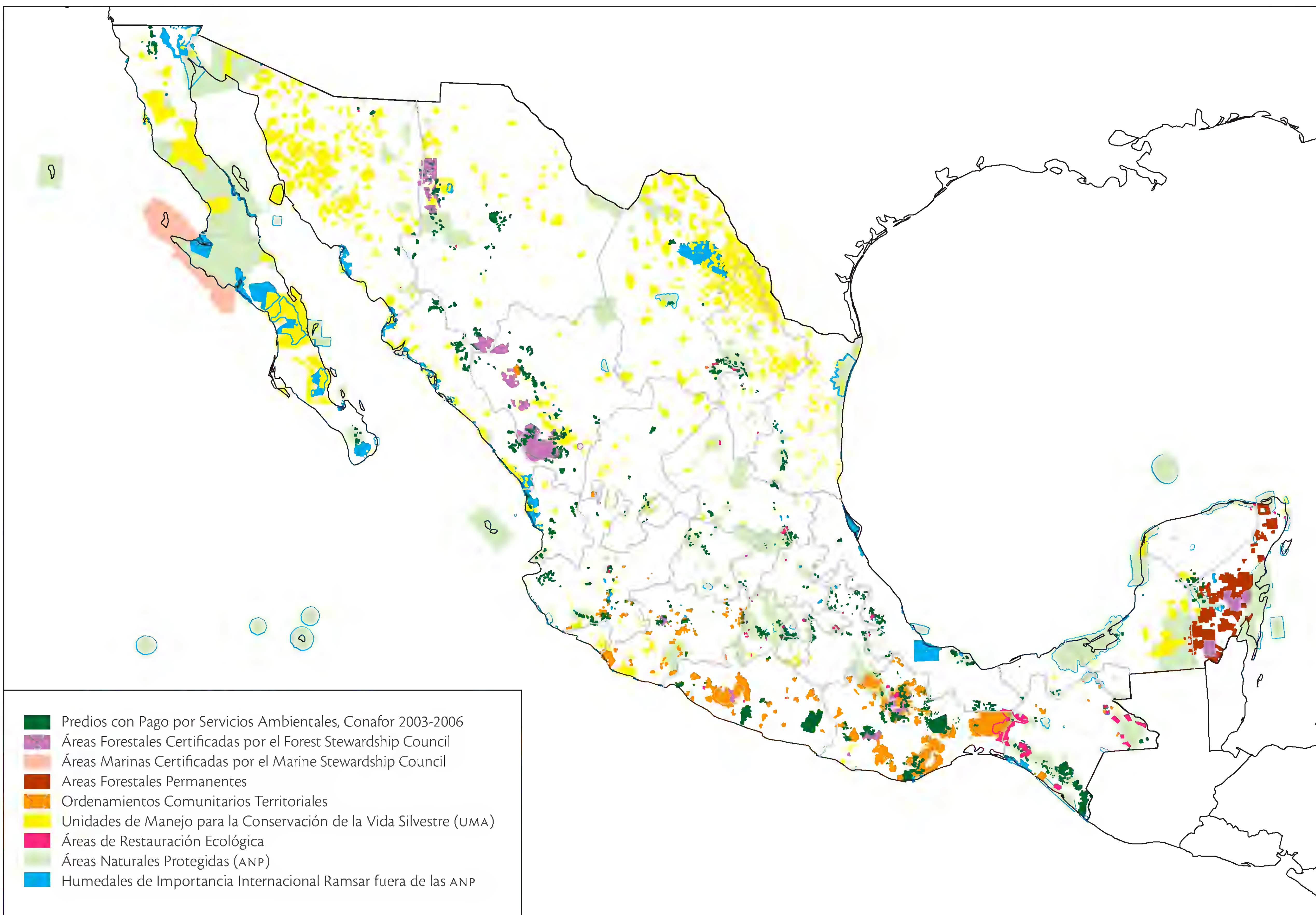


Figura 9.3 Áreas naturales protegidas y otros instrumentos de política pública y acción social para la conservación, el aprovechamiento sustentable y la restauración de recursos naturales.

Notas

1 La población se cuantifica cuando el punto que representa el centroide de la localidad se ubica dentro del polígono del ANP.

2 Sergio Graf no concuerda con esta aseveración, ya que se minimiza la importancia del periodo 1994-2000, cuando en realidad este es un verdadero parteaguas en la reforma institucional para atender la política ambiental y los recursos naturales del país, pues es entonces cuando se crea la base institucional presente, por ejemplo, la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.

3 Estas cifras se refieren a recursos fiscales. De 1993 a 1995 el INE contaba con un donativo del GEF por 33 millones de dólares para 10 ANP, más 15 millones de dólares para cuatro reservas adicionales en la frontera norte como parte de un crédito para el proyecto marco de Frontera Norte, como parte de las negociaciones del capítulo ambiental del TLC.

4 Comunicación personal con René Macías, Conanp, agosto de 2008. Esta cifra no incluye la inversión realizada por la Conanp en las regiones prioritarias para la conservación y para las especies prioritarias. Todas las cifras se refieren al presupuesto modificado.

5 Se incluye exclusivamente la superficie terrestre decretada.

6 El Coinbio (2001-2007), con un costo total de 18.7 millones de dólares, de los cuales 7.5 fueron aportados por el GEF, y el resto fueron préstamos: 2.6 del Banco Interamericano de Reconstrucción y Fomento (BIRF); 6.9 de los gobiernos federal y estatales, y 1.7 de otras fuentes. El Procymaf, con un costo en su primera fase (1997-2003) de 15 millones de dólares provenientes de un préstamo del BIRF y una segunda fase (2004-2007) de 28.9 millones de dólares, de los cuales 21.3 provienen de un préstamo del BIRF y 7.6 del gobierno de México. El MIE (2000-2008), con un costo total de 77.36 millones de dólares, de los cuales 15.65 provienen del GEF y 61.71 del gobierno mexicano.

7 Con un monto total de 156.56 millones de dólares, de los cuales 80.66 provienen del gobierno mexicano, 45 de un préstamo del BIRF, 15.9 de otras fuentes y 15 de un donativo del GEF.

Referencias

Abell, R., D. Olson, E. Dinerstein, P. Hurley, J. Diggs *et al.* 2000. *Freshwater ecoregions of North America: A conservation assessment.* World Wildlife Fund-Island Press, Washington, D.C.

Almada-Villela, P. 1992. *Identificación de las prioridades de conservación de la zona costera y marina de México para el WWF*. Documento interno. World Wildlife Fund, Washington, D.C.

Anónimo. 2004. *Declaratoria del encuentro sobre reservas campesinas y de la biosfera*. Península de Moreno, Catemaco, Veracruz, 16 y 17 de abril de 2004.

Anónimo. 2005. *Declaración del segundo encuentro de comunidades en reservas de la biosfera y campesinas*. Nuevo Francisco León, Ocosingo, Chiapas, 18 a 20 de febrero de 2005.

Anta, S., y L. Merino. 2003. El manejo comunitario de los recursos naturales en Oaxaca. *The Common Property Resource Digest* **66**: 1-5.

Arriaga-Cabrera, L., E. Vázquez-Domínguez, J. González-Cano, R. Jiménez-Rosenberg, E. Muñoz-López *et al.* (coords.). 1998a. *Regiones prioritarias marinas de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Arriaga-Cabrera, L., V. Aguilar-Sierra, J. Alcocer-Durán, R. Jiménez-Rosenberg, E. Muñoz- López *et al.* (coords.). 1998b. *Regiones hidrológicas prioritarias* (escala de trabajo 1 : 4 000 000). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Arriaga-Cabrera, L., J.M. Espinoza-Rodríguez, C. Aguilar-Zúñiga, E. Martínez-Romero, L. Gómez-Mendoza, *et al.* (coords). 2000. *Regiones terrestres prioritarias de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Bezaury-Creel, J. 2004. Las áreas naturales protegidas costeras y marinas de México, en E. Rivera Arriaga, G.J. Villalobos, I. Azuz Adeath y F. Rosado May (eds.), *El manejo costero en México*. Universidad Autónoma de Campeche-Semarnat-CETYS-Universidad de Quintana Roo, pp. 191-222.

Bezaury-Creel, J.E., y L. Iglesias-Gutiérrez. 2007. El papel de los servicios ambientales para evitar la deforestación en México, en J. Cavalier (ed.), *Servicios de ecosistemas en América Latina. Lecciones aprendidas en agua, bosques y ecoturismo*. The Nature Conservancy-USAID-Alex C. Walker Foundation, Cartagena de Indias, Colombia, pp. 14-24.

Bezaury-Creel, J.E., J.F. Torres, L.M. Ochoa Ochoa. 2007. Base de datos geográfica de áreas naturales protegidas estatales del Distrito Federal y municipales de México, versión 1.1. The Nature Conservancy-Pronatura A.C.-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 6 capas ArcGIS 9.2 + 2 capas Google Earth KMZ + 1 archivo de metadatos Word.

Bezaury-Creel, J., y L.M. Ochoa Ochoa. 2008. Base de datos geográfica de predios con áreas forestales permanentes en México, versión 1.0. The Nature Conservancy. 2 capas ArcGIS 9.2 + 1 capa Google Earth KMZ + 1 archivo de metadatos en texto.

Bezaury-Creel, J., E.S. Madrid, L. Bourillón, L.M. Ochoa Ochoa y J.F. Torres. 2008a. Base de datos geográfica de predios bajo manejo forestal certificado por el Forest Stewardship Council y pesquerías certificadas por el Marine Stewardship Council en México, versión 1.0. The Nature Conservancy-Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible, A.C.-Comunidad y Biodiversidad, A.C. 2 capas ArcGIS 9.2 + 1 capa Google Earth KMZ + 1 archivo de metadatos Word, México.

Bezaury-Creel, J.E., R. de la Maza-Elvira y L.M. Ochoa-Ochoa. 2008b. Base de datos geográfica de las áreas destinadas voluntariamente a la conservación certificadas por la Comisión Nacional de Áreas Protegidas México, versión 1.0, 31 de julio de 2008. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas-The Nature Conservancy. 2 capas ArcGIS 9.2 + 1 capa Google Earth KMZ + 1 archivo de metadatos en texto.

Bezaury-Creel, J.E., L. Ochoa Ochoa y J.F. Torres. 2008c. Base de datos geográfica de reservas privadas y sociales en México, versión 1.0. The Nature Conservancy. 2 capas ArcGIS 9.2 + 1 capa Google Earth KMZ + 1 archivo de metadatos en texto.

Bezaury-Creel J. E., J.F. Torres, L. Ochoa Ochoa. 2008d. Base de datos geográfica de áreas naturales protegidas federales de México. Modificado y adaptado de Conanp. 1 capa ArcGIS 9.2.

Bezaury-Creel, J. En preparación. *Instrumentos de política y acción social para la protección y uso de la biodiversidad en México: áreas naturales protegidas y otros espacios destinados a la conservación, restauración y aprovechamiento sustentable.*

Bruner, A.G., R.E. Gullison, R.E. Rice y G.A.B. da Fonseca. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* **291**: 125-128.

BSP, CI, TNC, WCS, WRI, y WWF. 1995. *A regional analysis of geographic priorities for biodiversity conservation in Latin America and the Caribbean.* Biodiversity Support Program-Conservation International-The Nature Conservancy-Wildlife Conservation Society-World Resources Institute-World Wildlife Fund, Washington, D.C.

Carabias, J., J. de la Maza y R. Cadena. 2003. *Capacidades necesarias para el manejo de áreas naturales protegidas. América Latina y el Caribe*. The Nature Conservancy-UICN World Commission on Protected Areas, México.

Carranza-Sánchez, J., C. Molina-Islas, I. Paniagua-Ruiz, L.G. Rodríguez-Sánchez, J.J. Aguilar-Mosqueda *et al.* 2003a. Estimación de la tasa de transformación de hábitat en áreas aledañas a las áreas protegidas: la Reserva de la Biosfera El Triunfo. Informe al Banco Mundial sobre el Proyecto TF-50311 y al Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo sobre el Proyecto MEX01005-01-99. Conanp y FMCN, México.

Carranza-Sánchez, J., C. Molina-Islas, I. Paniagua-Ruiz, L.G. Rodríguez-Sánchez, J.J. Aguilar-Mosqueda *et al.* 2003b. Estimación de la tasa de transformación de hábitat en áreas adyacentes a las áreas protegidas: la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca. Informe al Banco Mundial sobre el Proyecto TF-50311 y al Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo sobre el Proyecto MEX01005-01-99. Conanp y FMCN, México.

Carranza-Sánchez, J., C. Molina-Islas, I. Paniagua-Ruiz, L.G. Rodríguez-Sánchez, J.J. Aguilar-Mosqueda *et al.* 2003c. Estimación de la tasa de transformación de hábitat en áreas aledañas a las áreas protegidas: la Reserva de la Biosfera Montes Azules. Informe al Banco Mundial sobre el Proyecto TF-50311 y al Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo sobre el Proyecto MEX01005-01-99. Conanp y FMCN, México.

Carranza-Sánchez, J., C. Molina-Islas, I. Paniagua-Ruiz, L.G. Rodríguez-Sánchez, J.J. Aguilar-Mosqueda *et al.* 2003d. Estimación de la tasa de transformación de hábitat en áreas aledañas a las áreas protegidas: la Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán. Informe al Banco Mundial sobre el Proyecto TF-50311 y al Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo sobre el Proyecto MEX01005-01-99. Conanp y FMCN, México.

Chape, S., S. Blyth, L. Fish, P. Fox y M. Spalding (eds.). 2003. *United Nations List of Protected Areas*. IUCN, Gland y UNEP-WCMC, Cambridge, UK.

Conanp y FMCN. 2007. Sistema de monitoreo y evaluación del Fondo para Áreas Naturales Protegidas. Informe 2006 al Banco Mundial sobre el Proyecto TF 052209 y TF-050311. Conanp, Semarnat-FMCN, México.

Conapo. s/f. Índice de marginación por localidad, 1995. Consejo Nacional de Población, México.

Conapo. 2001. Índice de marginación por localidad, 2000. Consejo Nacional de Población, México.

De la Maza Elvira, R.G., y J. de la Maza Elvira. 2005. *Historia de las áreas naturales protegidas en México*. Programa agua, medio ambiente y sociedad. Documento de trabajo núm. 5. El Colegio de México-Fundación Gonzalo Río Arronte-UNAM, México.

Dinerstein, E., D. Olson, D. Graham, A. Webster, S. Primm *et al.* 1995. *Una evaluación del estado de conservación de las ecorregiones terrestres de América Latina y el Caribe*. Banco Mundial-Fondo Mundial para la Naturaleza, Washington, D.C.

FAO. 1996. *Forest resources assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes.* FAO Forestry Paper 130, Roma.

Figueroa, F., y V. Sánchez-Cordero. 2008. Effectiveness of natural protected areas to prevent land use and land cover change in Mexico. *Biodiversity and Conservation* **17**: 3223-3240

Glowka, L., F. Burhenne-Guilmin, H. Synge, J.A. McNeely y L. Gündling. 1994. *A guide to the Convention on Biological Diversity.* Environmental Policy and Law Paper No. 30. IUCN, Gland.

Gómez-Pompa, A., y R. Dirzo. 1994. *Proyecto Áreas Naturales Protegidas de México. Selección de sitios prioritarios identificados en los talleres regionales.* Sedesol, México.

González, M.A., S. Anta, Y. Lara, J. Bezaury-Creel, F. Martínez *et al.* 2008. Base de datos geográfica de núcleos agrarios con ordenamiento comunitario del territorio en México, versión 2.0. Grupo Autónomo para la Investigación Ambiental, A.C.-Estudios Rurales y Asesoría, A.C.-Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible, A.C.-The Nature Conservancy-Iniciativa Ambiental Cuencas-USAID-Conservation International-FMCN-Pronatura-WWF. 2 capas ArcGis 9.2 + 1 capa Google Earth KMZ + 1 capa de metadatos en texto.

Halffter, G. 1984. Las reservas de la Biosfera: conservación de la naturaleza para el hombre. *Acta Zoológica Mexicana* **5**:4-48.

Halffter, G. 2005. Towards a culture of biodiversity conservation. *Acta Zoológica Mexicana* **21**:133-153.

Heller, C.B. 1987. *Viajes por México en los años 1845-1848*. Traducción de la versión publicada en 1853. Banco de México, México.

INE. s/f. Acuerdo declarando Zona Protectora Forestal la superficie que comprende los terrenos municipales de la Sierra de Guadalupe. 4 de julio de 1923. Poder Ejecutivo Federal. Secretaría de Agricultura y Fomento. Presidencia de la República. Disponible en: Instituto Nacional de Ecología, <*www.ine.gob.mx/publicaciones/libros/130/edomex.html*>.

INE. 2006. *Informe de Rendición de Cuentas de la Administración Pública Federal 2000-2006*, etapa 1, periodo 1° de diciembre de 2000-31 de diciembre de 2005. Instituto Nacional de Ecología, Semarnat.

INEGI. 1992. CODICE 90. Resultados definitivos. XI Censo General de Población y Vivienda, 1990. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes.

INEGI. 1997. Base de datos de la encuesta y tabulados complementarios. Conteo de Población y Vivienda 1995. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes.

INEGI. 2001a. *Resultados del VIII censo ejidal.* Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informatica, Aguascalientes.

INEGI. 2001b. Conjunto de datos vectoriales de la *Carta de uso actual del suelo y vegetación,* escala 1:250 000, serie II (continuo nacional). Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes.

INEGI. 2002. Principales resultados por localidad. XII Censo General de Población y Vivienda 2000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes.

INEGI. 2005. Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación, escala 1:250 000, serie III (continuo nacional). Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes.

INEGI. 2006. II Conteo de Población y Vivienda 2005. Principales resultados por localidad, 2005. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes.

INEGI. 2007. *Núcleos agrarios; tabulados básicos por municipio; Programa de Certificación de Derechos Ejidales y Titulación de Solares (Procede), abril de 1992 hasta el 31 de diciembre de 2006*, concentrado nacional, en <*http://mapserver.inegi.org.mx/geografia/espanol/cartcat/tabulados/PDF/NACIONAL.pdf*> (consultado el 29 de mayo de 2009).

Locke, H., y P. Dearden. 2005. Rethinking protected area categories and the new paradigm. *Environmental Conservation* **32**:1-10.

López, G., G. Bocco y C. Mendoza. 2001. Predicción del cambio de cobertura y uso de suelo. El caso de la ciudad de Morelia. *Investigaciones Geográficas* **45**:56-76.

Martínez, J. 2003. *Comunalidad y desarrollo*. Conaculta-Campo, A.C., México.

Martínez, M.L., R.H. Manson, P. Balvanera, R. Dirzo, J. Soberón *et al.* 2006. The evolution of ecology in Mexico: Facing challenges and preparing for the future. *Frontiers in Ecology and the Environment* **4**:259-267

Mittermeier, R.A., N. Myers, P. Robles-Gil y C. Goettsch. 1999. *Biodiversidad amenazada: las ecorregiones terrestres prioritarias del mundo*. Cemex-Agrupación Sierra Madre-Conservation International, México.

Mittermeier, R.A., C. Goettsch, P. Robles-Gil, J. Pilgrim, G. Fonseca *et al.* 2002. *Áreas silvestres: las ultimas regiones vírgenes del mundo*. Cemex-Agrupación Sierra Madre-Conservation International, México.

Obsinter. 2007. Base de datos geográfica, núcleos agrarios en ArcGIS + 1, archivo de metadatos Excel. Colmex-Sedesol-Consulcorp, con base en RAN-INEGI (al 31 de diciembre de 2004). Observatorio de Instituciones Territoriales.

Olson, D., E. Dinerstein, G. Cintrón y P. Iolster. 1996. *A conservation assessment of mangrove ecosystems of Latin America and the Caribbean.* Report from WWF's Conservation Assessment of Mangrove Ecosystems of Latin America and the Caribbean Workshop. World Wildlife Fund, Washington, D.C.

Olson, D., y E. Dinerstein. 1998. The global 200: A representation approach to conserving the Earth's most biologically valuable ecoregions. *Conservation Biology* **3**:502-515.

Olson, D., E. Dinerstein, P. Canevari, I. Davidson, G. Castro *et al.* (eds.). 1998. *Freshwater biodiversity of Latin America and the Caribbean. A conservation assessment.* Biodiversity Support Program, Washington D.C.

Olson, D., E. Dinerstein, R. Abell, T. Allnutt, C. Carpenter *et al.* 2000. *The global 200: A representation approach to conserving the Earth's distinctive ecoregions.* World Wildlife Fund, Washington, D.C.

Parrish, J.D., D.P. Braun y R.S. Unnasch. 2003. Are we con-

serving what we say we are? Measuring ecological integrity within protected areas. *BioScience* **53**: 851-860.
Porter M.E., y Kramer M.R. 1999. Philanthropy's new agenda: Creating value, *Harvard Business Review* **77**: 121-130.
Pérez Gil-Salcido, R., y F. Jaramillo-Monroy. 1999. *Informe final sobre la consultoría relativa al financiamiento y consecución de apoyos y fondos en áreas naturales protegidas de México - estudio de caso para 31 áreas selectas*. PG-7 Consultores, S.C.-FAUNAM, A.C., México
Poder Ejecutivo Federal. 1995. *Programa de Medio Ambiente 1995-2000*, México.
Ramos, M. 1987. *Listado de áreas prioritarias para la conservación de la diversidad biológica en México: breve reporte de actividades.* Reunión sobre diversidad biológica, Xalapa, Veracruz. The Conservation Foundation, México.
Ramsar. 2008. *The list of wetlands of international importance.* Disponible en <*www.ramsar.org/sitelist.pdf*> .
Rosas-Hernández, M.I. 2003. *Participatory environmental policy processes: The case of advisory councils in protected areas in Mexico.* Master Thesis, University of Sussex, Brighton, UK.
Sánchez, G. 2005. *Certificación de iniciativas de conservación comunitaria.* Conanp-Conafor-Semarnat-IEEO-MIE, Oaxaca.
Sánchez-Cordero, V., y F. Figueroa. 2007. La efectividad de las reservas de la biosfera en México para contener procesos de cambio en el uso del suelo y la vegetación, en G. Halffter, S. Guevara y A. Melic (eds.), *Hacia una cultura de conservación de la diversidad biológica.* Monografías Tercer Milenio. Ministerio de Medio Ambiente, Zaragoza, pp. 161-171.
Semarnap. 1996. Programa de Áreas Naturales Protegidas de México 1995-2000. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, México.
Semarnap. 2000. Reglamento de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente en Materia de Áreas Naturales Protegidas. *Diario Oficial de la Federación,* 30 de noviembre de 2000, México.
Semarnat-DGPAIRS. 2008. Inventario de ordenamientos ecológicos. Disponible en <*http://www.semarnat.gob.mx/queessemarnat/politica_ambiental/ordenamientoecologico/Documents/documentos%20ordenamiento/inventario_oe.pdf*> Dirección General de Política Ambiental e Integración Regional y Sectorial, Semarnat.
Semarnat-DGVS. 2008. Base de datos geográfica del Sistema de Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (SUMA). 1 capa ArcGIS facilitada por la DGVS en septiembre de 2008.
Semarnat-Conanp. 2007. Programa Nacional de Áreas Naturales Protegidas 2007-2012. Conanp, Semarnat, México.
Smartwood. 2008. Certificados de manejo forestal 2008. Disponible en <*http://www.ccmss.org.mx/documentos/certificados_de_manejo_forestal_2008.pdf*>.
Sullivan, K., y G. Bustamante. 1999. *Setting geographic priorities for marine conservation in Latin America and the Caribbean.* The Nature Conservancy, Arlington.
UNEP. 2004. *Anexo UNEP/CBD/COP/7/L.32 – Programa de Trabajo Sobre Áreas Protegidas.* Séptima reunión de la Conferencia de las Partes en el Convenio Sobre la Diversidad Biológica.
UNESCO-MAB. 2008. *Complete list of biosphere reserves.* Disponible en <*www.unesco.org/mab/doc/brs/BRlist2008.pdf*>.
UNESCO-WHC. 2008. *The world heritage list*, en <*http://whc.unesco.org/en/list/*> (consultado en agosto de 2008).
Vargas-Márquez, F. 1997. *Parques nacionales de México.* Vols. I y II. Instituto Nacional de Ecología, Semarnap, México.
Villada, M. 1865. Estudios sobre la fauna de Pachuca, Real del Monte, Mineral del Chico y Barranca Honda, en R. Almaraz (ed.), *Memoria de los trabajos de la Comisión Científica de Pachuca en el año 1864.* Edición facsimilar 1993. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Pachuca, pp. 261-345.
WDPA Consortium. 2006. *World database on protected areas 2006.* World Conservation Union (IUCN) y UNEP, World Conservation Monitoring Centre.
World Bank. 2000. *Indigenous and community biodiversity conservation project – Mexico.* Project document. GEF-WB, Washington, D.C.

10 Regiones prioritarias y planeación para la conservación de la biodiversidad

AUTORA RESPONSABLE: Laura Arriaga Cabrera
COAUTORES: Verónica Aguilar • José Manuel Espinoza
AUTORES DE RECUADROS: *10.1*, Carlos Galindo • *10.2*, Hans Herrmann • *10.3*, Eduardo Santana C., Sergio Graf Montero • *10.4*, Irene Pisanty • *10.5*, Lorenzo Rosenzweig
REVISORES: Antony Challenger • César Cantú • Víctor Sánchez-Cordero

CONTENIDO

Arriaga Cabrera, L., *et al.* 2009. Regiones prioritarias y planeación para la conservación de la biodiversidad, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. CONABIO, México, pp. 433-457.

Recuadros

Resumen

En este capítulo se presentan las regiones prioritarias en México, identificadas como resultado de diversas iniciativas auspiciadas por instituciones tanto gubernamentales como no gubernamentales, nacionales e internacionales, como la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio), la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Conanp), el Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza (FMCN), Pronatura, A.C., la Sección Mexicana del Consejo Internacional para la Preservación de las Aves (Cipamex), la Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte (CCA), la Fundación David y Lucile Packard, el Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF), la Agencia Estadounidense para el Desarrollo Internacional (USAID), The Nature Conservancy (TNC) y BirdLife International. Estas iniciativas se presentan como parte de una estrategia para concentrar los esfuerzos de investigación y conservación de la biodiversidad de México y se resaltan las regionalizaciones hechas por la Conabio. Estas últimas comprenden instrumentos de planeación territorial representativos de las regiones biogeográficas descritas para el país, así como sus diversos ecosistemas terrestres y acuáticos. Incluyen 152 regiones terrestres que cubren 515 558 km^2, 70 regiones marinas que comprenden una superficie de 1 378 620 km^2 de las zonas costeras y oceánicas que forman parte de la zona económica exclusiva, 110 regiones hidrológicas en un área de 777 248 km^2 de las principales cuencas hidrográficas del país y 219 áreas de importancia para la conservación de aves con una cobertura de 309 655 km^2.

Instancias gubernamentales como la Conanp utilizan estas regiones como marco de referencia para aceptar propuestas de nuevas áreas naturales protegidas (ANP) en el ámbito federal. Actualmente, 22% de la superficie definida como regiones prioritarias terrestres y 4.8% de las regiones prioritarias marinas están incluidas en el Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Sinap). Las regiones prioritarias también han servido para orientar y optimizar los esfuerzos de estudio, colecta e investigación de la biodiversidad con fondos públicos de instancias como la Conabio y los fondos sectoriales de investigación del Conacyt. De 1997 a 2006, con fondos públicos de estas instituciones, se han destinado alrededor de 332 millones de pesos a la investigación en temas prioritarios identificados por el sector ambiental, estableciendo así vínculos entre los ámbitos académico y gubernamental. Asimismo, diversas instituciones privadas, particularmente el FMCN, han utilizado estos ejercicios de planeación para asignar fondos para la investigación y conservación de la biodiversidad del país.

Las regionalizaciones que presentamos aquí son compatibles con diversas iniciativas de conservación definidas por organismos internacionales, como los humedales de importancia internacional derivados de la Convención Ramsar, las ecorregiones prioritarias definidas por el WWF o las áreas de protección de TNC; también son compatibles con los esfuerzos de regionalización y conservación transfronterizos (como el Corredor Biológico Mesoamericano, el Arrecife Mesoamericano y el Plan Estratégico de Cooperación para la Conservación de la Biodiversidad en América del Norte de la CCA).

Finalmente, en el capítulo se analizan las perspectivas futuras en materia de investigación, financiamiento y gestión pública y administrativa de las regiones prioritarias. Consideramos que estas regiones deben constituir espacios que integren los instrumentos de conservación que tanto las dependencias federales como estatales implementen en cada región en materia ambiental.

10.1 Instrumentos de planeación para la conservación ecológica

La conservación de la biodiversidad es una prioridad nacional ante la crisis ambiental (cambio de uso del suelo, deforestación, degradación ambiental y cambio climático global, entre otros factores) que enfrenta el país, la cual se ha incrementado durante las últimas décadas (Barbier 2002; Gómez-Mendoza y Arriaga 2007; Mas *et al.* 2004; Vázquez y Gaston 2006). Para lograr este objetivo, se requieren nuevas metodologías que permitan medir los cambios espaciales y temporales en la integridad de los ecosistemas naturales, lo que implica que se disponga de un marco de referencia para realizar los análisis espaciales y temporales de la cobertura, de la diversidad biológica, de la estructura y función de los ecosistemas, así como de su respuesta a distintas intensidades de disturbio o modificación (Hannah *et al.* 2002; Lugo 2008; Pretty y Smith 2004; Regan *et al.* 2008).

Las escalas de análisis temporales o espaciales de diversos fenómenos pueden ser muy variables en función de los objetivos de estudio. En cuanto al espacio, la tipificación de unidades homogéneas o regiones suele ser una forma de caracterizar grandes extensiones (Mu 2004). La regionalización, como herramienta de clasificación, incluye el establecimiento de unidades geográficas temáticas (Luccarelli 1995). Las regiones de un país pueden ser de tipos muy diversos, según se les clasifique para determi-

nados fines, *i.e.* geoeconómicas, geopolíticas, biológicas, entre otras (Foster *et al.* 2007; Rzedowski 1981; Terlouw 2001). En contraste con las geoeconómicas o geopolíticas, las regionalizaciones biológicas y las de vegetación comprenden distintos rasgos del relieve, clima, suelos, hidrografía, vegetación, así como otros recursos naturales, cuya cuantificación y categorización es más utilizada para la conservación de la biodiversidad. Las regiones naturales pueden desagregarse en áreas donde lo principal sea la topografía, la conformación geomorfológica, el clima o las cuencas hidrológicas, de acuerdo con la unidad geográfica temática que se quiera abordar (Bassols 1987; Luccarelli 1995). Un ejemplo de regionalización en biología es la biogeográfica, en la cual las provincias bióticas son las unidades básicas de clasificación, constituidas por áreas que concentran altos niveles de especies endémicas y que comparten factores históricos, fisiográficos, climáticos, edafológicos y rasgos fisonómicos de la vegetación similares (Brown y Gibson 1983; Cox 2001; Lourie y Vincent 2004; Rzedowski 1981; Whittaker *et al.* 2005; véase también el capítulo 1 del volumen I). Asimismo, las ecorregiones constituyen otro tipo de regionalización, las cuales se definen como áreas relativamente grandes de tierra o agua que contienen un conjunto geográficamente distintivo de comunidades y ecosistemas que comparten un gran número de especies, condiciones ambientales y dinámicas de sus poblaciones y ecosistemas (Abell *et al.* 1999; Jepson 2003).

Diversos autores, autoridades e instituciones han aplicado diferentes ejercicios de regionalización con el objetivo de planear e invertir fondos para la conservación de la biodiversidad, ya que se considera que cualquiera que sea la unidad geográfica de análisis, esta funciona efectivamente como una unidad de conservación (Olson y Dinerstein 1998; Pierce *et al.* 2005).[1] En particular, la regionalización que considera análisis basados en ecorregiones y grandes unidades de paisaje es la que ha tenido como objetivo principal mantener el conjunto de condiciones ecológicas que prevalecen en una determinada escala geográfica, hábitat o áreas con funciones ecológicas vitales y que presentan una alta acumulación de especies, especies sensibles o bien procesos ecológicos y servicios ambientales en general (INEGI, CONABIO e INE 2007; Myers *et al.* 2000; Olson y Dinerstein 2002; Olson *et al.* 2001).

10.1.1 Regiones prioritarias

La identificación de regiones prioritarias para la conservación de la biodiversidad en México es el resultado de diversas iniciativas auspiciadas por instituciones, gubernamentales y no gubernamentales, nacionales e internacionales, como la CONABIO, la Conanp, el FMCN, Pronatura, Cipamex, la CCA, la Fundación David y Lucile Packard, el WWF, la USAID, TNC y BirdLife International. Desde 1997 estas iniciativas concentran los esfuerzos de investigación y conservación de la biodiversidad. En todo el país se han utilizado diversas metodologías para identificar las regiones prioritarias. En este capítulo se estudian sobre todo las regionalizaciones coordinadas o promovidas por la CONABIO, las cuales han generado instrumentos de planeación territorial (con mapas a escala 1 : 4 000 000) que se basan en el conocimiento de más de 360 especialistas en diversas disciplinas biológicas, geográficas, ecológicas y sociales pertenecientes a 95 instituciones nacionales y del extranjero, así como información curatorial de las especies provenientes de las bases de datos taxonómicas del Sistema Nacional de Información sobre la Biodiversidad de la CONABIO (<*www.conabio.gob.mx*>), además de cartografía temática y bibliografía relevante sobre los distintos grupos biológicos y las condiciones ecológicas de las diversas regiones del país (Arizmendi y Márquez 2000; Arriaga *et al.* 1998, 2000a, 2000b).

Si bien hay coincidencias geográficas en las cuatro regionalizaciones descritas, estas no son aditivas ya que los criterios de selección de los polígonos son específicos para cada una de ellas. Las regiones o sitios designados en cada regionalización incluyen una ficha técnica extensa sobre sus características físicas y biológicas. Asimismo, tanto las fichas técnicas como los mapas se pueden consultar en las fuentes bibliográficas citadas, o bien las actualizaciones más recientes es posible consultarlas en los mapas sensibles asociados a las fichas técnicas en el sitio web de la CONABIO.

Regiones terrestres prioritarias

Esta regionalización incluye la identificación de sitios con un alto valor de biodiversidad en los ambientes terrestres del país, utilizando diversos criterios para su determinación, entre los que se encuentran los de tipo biológico que consideran: *1*] extensión del área; *2*] integridad ecológica funcional de la región; *3*] importancia como corredor biológico entre regiones; *4*] diversidad de ecosistemas; *5*] fenómenos naturales extraordinarios (*e.g.*, localidades de hibernación, migración o reproducción); *6*] presencia de endemismos; *7*] riqueza específica; *8*] centros de origen y diversificación natural, y *9*] centros de domesticación o mantenimiento de especies útiles. También se in-

cluyeron criterios de amenaza para el mantenimiento de la biodiversidad, entre otros: *1*] pérdida de la superficie original; *2*] fragmentación de la región; *3*] cambios en la densidad de la población; *4*] presión sobre especies clave o emblemáticas; *5*] concentración de especies en riesgo, y *6*] prácticas de manejo inadecuadas. Asimismo, se consideraron criterios de oportunidad para su conservación como: *1*] proporción de áreas bajo algún tipo de manejo inadecuado; *2*] importancia de los servicios ambientales, y *3*] presencia de grupos organizados. La identificación de las regiones fue producto de dos talleres con 65 expertos, pertenecientes a 37 instituciones, realizados en 1996 y 1999, en los que se obtuvieron los polígonos de alta biodiversidad en función de los criterios antes mencionados con el apoyo de un sistema de información geográfico y cartografía actualizada (para los detalles metodológicos véanse Arriaga *et al.* 2000b; véase también el capítulo 16), así como mediante una actualización continua en línea. El resultado de este ejercicio de planeación son 152 regiones terrestres que cubren 515 558 km^2 (Fig. 10.1), las cuales están delimitadas espacialmente en función de los criterios mencionados, así como de su correspondencia espacial con rasgos topográficos, cuencas hidrológicas, áreas naturales protegidas, tipos de sustrato y de vegetación. En términos numéricos, la mayor concentración de las regiones terrestres prioritarias (RTP) se presenta en las entidades más extensas del país: Chihuahua, Sonora y Coahuila, que al tener una baja densidad poblacional disponen de grandes espacios relativamente inalterados. Por otro lado destacan Oaxaca y Quintana Roo por la alta proporción de su superficie incluida. En relación con las topoformas dominantes dentro de los límites de las RTP, la mayor parte de estas se encuentran en sistemas montañosos, ya que estos mantienen niveles de integridad ecológica adecuados porque presentan bajas densidades poblacionales y, por lo mismo, poca alteración. Más adelante se analiza la representatividad que tienen las RTP de los tipos de vegetación del país (Fig. 10.1).

Regiones marinas prioritarias

Esta regionalización también se hizo con la participación de expertos de los sectores académico, gubernamental, privado, social y de organizaciones no gubernamentales

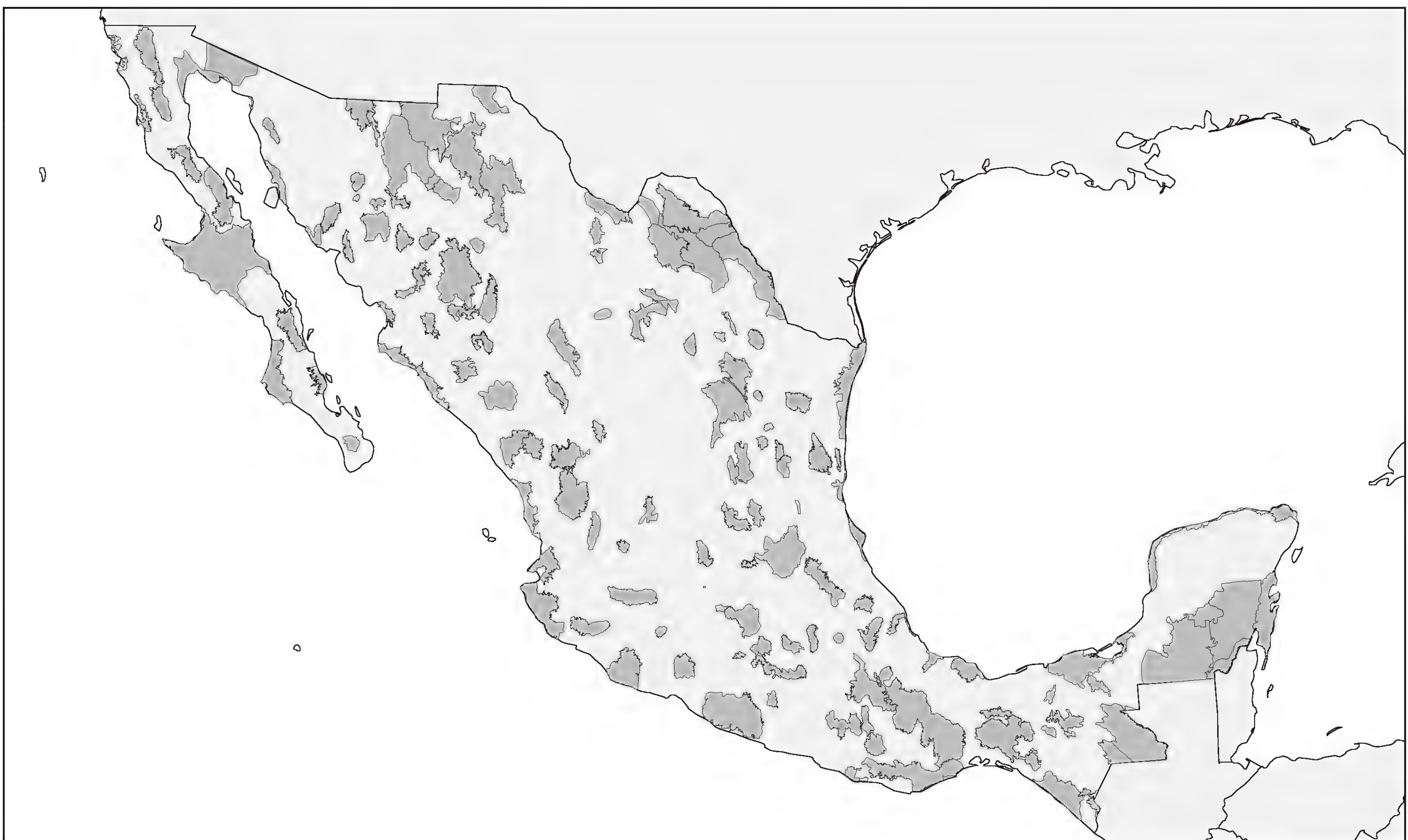


Figura 10.1 Regiones terrestres prioritarias de México. Los nombres de las regiones e información sobre ellas pueden consultarse en <*www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/terrestres.html*>.

dedicadas a la conservación. La delimitación de las regiones marinas prioritarias (RMP) se obtuvo con base en dos talleres multidisciplinarios que se realizaron en 1998, en los que participaron 78 expertos pertenecientes a 42 instituciones nacionales y del extranjero. Para la delimitación de las RMP se utilizaron diversos criterios. Los criterios ambientales (medio biótico y abiótico) fueron prácticamente los mismos que en la regionalización terrestre, aunque incluyeron algunas variantes: *1*] integridad ecológica funcional; *2*] diversidad de hábitat; *3*] endemismo; *4*] riqueza de especies; *5*] especies indicadoras; y dos criterios más específicos de los ambientes marinos: *6*] zonas de migración, crecimiento, reproducción o refugio, y *7*] procesos oceánicos relevantes (*e.g.*, transporte de Ekman, turbulencia, concentración, retención y enriquecimiento, que se asocian a sitios de reproducción, alimentación, crecimiento, entre otros). Adicionalmente, y debido a que en las regiones marinas convergen grandes sectores con intereses diversos tanto en la zona costera como en la oceánica, se agregó una serie de criterios económicos que incluyeron: *1*] especies de importancia comercial; *2*] zonas pesqueras importantes; *3*] tipo de organización pesquera; *4*] zonas turísticas importantes; *5*] tipo de turismo; *6*] importancia económica para otros sectores (*e.g.*, petrolero, industrial, minero, de transporte u otros), y *7*] recursos estratégicos (como nódulos de manganeso, cobalto, gas, petróleo u otros). Por tanto se invitó a representantes de estos sectores a los talleres, para identificar también zonas de conflicto de intereses con la conservación. Los criterios de amenazas que se incluyeron son: *1*] modificación del entorno (*e.g.*, relleno de áreas inundables, fractura de estructuras arrecifales, formación de canales, descargas de agua dulce, entre otras); *2*] contaminación; *3*] efectos a distancia (como aporte de sedimentos, modificaciones en patrones de infiltración, entre otros); *4*] presión sobre especies clave; *5*] concentración



Figura 10.2 Regiones marinas prioritarias de México. Los nombres de las regiones e información sobre ellas pueden consultarse en <*www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/marinas.html*>.

de especies en riesgo; *6*] daño al ambiente por embarcaciones; *7*] especies introducidas, y *8*] prácticas de manejo inadecuadas. La delimitación espacial de los polígonos la definieron los expertos con base en cartografía obtenida de las siete provincias biogeográficas costeras y de las cinco oceánicas, de cartas batimétricas, de las ANP federales y estatales y de la distribución de los puntos de colecta de diversos grupos biológicos (para detalles véase Arriaga *et al.* 1998). El resultado de esta regionalización fue 70 RMP que comprenden una superficie de 1 378 620 km^2 de las zonas costeras y oceánicas incluidas en la zona económica exclusiva (Fig. 10.2). Estas regiones se encuentran repartidas en ambas costas del país de manera diferencial: 43 en el Pacífico y 27 en el Golfo de México-Mar Caribe, debido a que la línea de costa occidental es 2.6 veces más larga que la oriental por lo extenso del litoral que comprende la península de Baja California, y a que, además, reflejan una diversidad ambiental mayor. Las RMP definidas para el Pacífico equivalen a 39% del total del área de esta región, mientras que las del Atlántico son cerca de 50% de la superficie total, diferencia que se debe a la amplitud de la zona económica exclusiva del lado Pacífico y por la inclusión de las islas en esa zona. La región del Pacífico tropical presenta un gran polígono frente a las costas de Jalisco y hasta Chiapas, que corresponde a la Trinchera Mesoamericana. Esta gran región no se pudo acotar más debido a la falta de estudios físico-biológicos que permitan una mejor zonificación de esta fosa de subducción.

Regiones hidrológicas prioritarias

Al igual que las regionalizaciones anteriores, esta se hizo con base en dos talleres realizados en 1998 en los que participaron 48 especialistas —provenientes de 38 instituciones— sobre diversos temas. Los criterios, basados en aspectos de biodiversidad, fueron muy similares a los reportados para la regionalización marina en relación con el valor ambiental de recursos bióticos y abióticos, con el valor económico, así como con los riesgos y amenazas a los que están sujetas las diversas cuencas hidrológicas, aunque estos se adecuaron para los grupos biológicos que se presentan en ambientes limnológicos, a las características físicas y químicas de los cuerpos de agua epicontinentales, así como a los ecosistemas incluidos en toda la cuenca hidrográfica, desde el parteaguas hasta las zonas costeras (Arriaga *et al.* 2000a). Se delimitaron 110 regiones hidrológicas en un área de 777 248 km^2 de las principales cuencas hidrográficas del país (Fig. 10.3). Las áreas con la mayor concentración y extensión geográfica de regiones hidrológicas prioritarias (RHP) se encuentran a lo largo de la Sierra Madre Occidental y en las cuencas aluviales del norte del país (Fig. 10.3). En el caso de la Sierra Madre Occidental, las RHP se localizan en las partes altas de la sierra de los estados de Sonora, Chihuahua, Sinaloa, Nayarit, Durango, Zacatecas y Jalisco donde se forman las cabeceras de los ríos que descargan a las planicies costeras del Pacífico, hacia el occidente, y al Altiplano mexicano, al oriente. Las cuencas aluviales del norte comprenden las cuencas endorreicas y las interconectadas de los estados de Chihuahua, Coahuila y Durango, algunas de las cuales descargan hacia el Río Bravo. Los problemas que se identificaron en todo el país en las RHP son la sobreexplotación de las aguas superficiales y subterráneas que ocasiona una notable disminución en la cantidad de agua disponible, intrusión salina, desertificación y deterioro de los sistemas acuáticos; la contaminación de los acuíferos someros y profundos principalmente por descargas urbanas, industriales, agrícolas y mineras que provocan una disminución en la calidad del agua y su eutrofización; los procesos de erosión acelerada causados por el cambio de uso del suelo para agricultura, ganadería, silvicultura y crecimiento urbano e industrial mediante actividades que modifican el entorno, como deforestación, alteración de cuencas, construcción de presas y canales, desecación y relleno de áreas inundables; la modificación de la vegetación natural, la pérdida de suelo y los incendios, y, finalmente, la introducción de especies exóticas a los cuerpos de agua con el consiguiente desplazamiento de especies nativas y la disminución de la diversidad biológica.

Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves (AICA)

Esta regionalización, a diferencia de las anteriores, fue convocada por asociaciones científicas de ornitólogos, el Cipamex y BirdLife International, los cuales, por medio del Programa Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves establecido en 1996, han promovido la formación en todo el mundo de una red de sitios importantes para el mantenimiento a largo plazo de poblaciones de aves. La delimitación de las AICA se hizo con base en tres talleres participativos que se realizaron durante 1996, 1997 y 1998 con más de 200 especialistas, en su mayoría ornitólogos. Los criterios que se utilizaron se agrupan en cinco categorías que incluyen: *1*] sitios donde se presentan cantidades significativas de especies que se han catalogado como amenazadas, en peligro de extinción, vul-

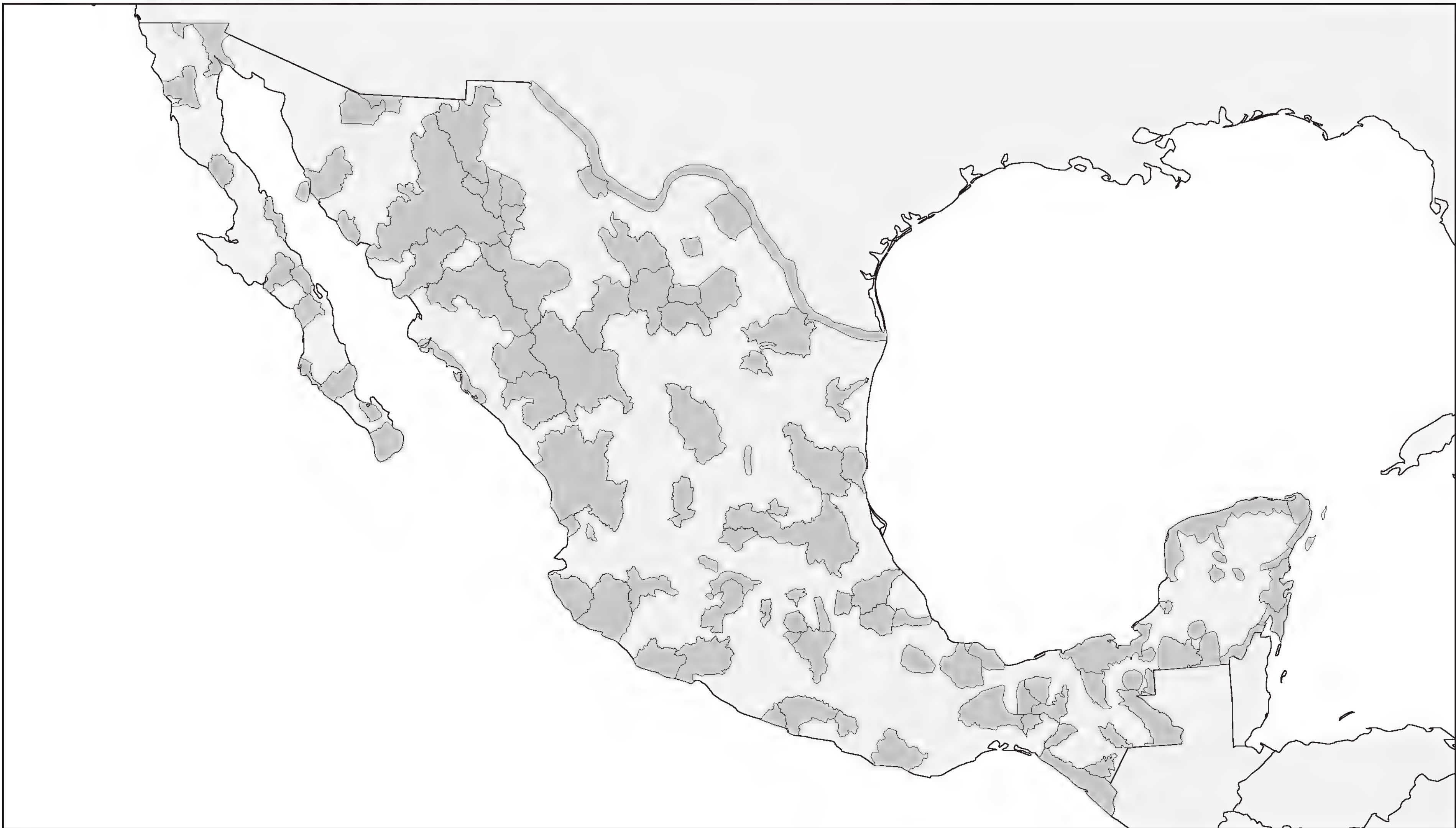


Figura 10.3 Regiones hidrológicas prioritarias de México. Los nombres de las regiones e información sobre ellas pueden consultarse en <*www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/hidrologicas.html*>.



Figura 10.4 Áreas de Importancia para la Conservación de Aves. Los nombres de las regiones e información sobre ellas pueden consultarse en <*http://conabioweb.conabio.gob.mx/aicas/doctos/aicas.html*>.

nerables o declinando numéricamente; *2*] lugares que mantienen poblaciones locales con rangos de distribución restringido; *3*] áreas que mantienen conjuntos de especies restringidos a un bioma o hábitat único o amenazado; *4*] zonas que se caracterizan porque presentan congregaciones grandes de individuos, y *5*] sitios importantes para la investigación ornitológica (para detalles metodológicos consúltese Arizmendi y Márquez 2000). El resultado de este ejercicio es la designación de 219 áreas de importancia para la conservación de aves con una cobertura de 309 655 km^2 (Fig. 10.4). Estas áreas se encuentran en todos los estados de la República, pero las extensiones más grandes geográficamente están en la Península de Yucatán, en la confluencia de Yucatán, Quintana Roo y Campeche, así como en los estados de Oaxaca, Tabasco, Veracruz, Chiapas y Sonora.

10.1.2 Otros esfuerzos desarrollados en el ámbito federal

En el sector ambiental federal, por medio de la Comisión Nacional Forestal, se han desarrollado otros esfuerzos para priorizar regiones naturales del país (<*www.conafor.gob.mx*>). La Asamblea General de la ONU declaró 2002 como Año Internacional de las Montañas, durante el cual se produjeron cambios en las políticas internacionales y nacionales para atender las zonas montañosas; para ello se formaron comités nacionales en 78 países para promover el desarrollo de estas por medio de la Alianza Internacional para el Desarrollo Sustentable de las Regiones de Montaña. En México, la Conafor es la institución responsable de dar seguimiento a este esfuerzo con el Programa Nacional de Manejo Sustentable de Ecosistemas de Montaña, impulsando la selección de 60 montañas prioritarias en las cuales se instrumentaron esquemas de manejo integrales con el objeto de integrar la conservación y el desarrollo rural mediante una zonificación basada en áreas de conservación, zonas de aprovechamiento sustentable de bosques y selvas y áreas de desarrollo rural sustentable. Este programa influye en la conservación de las áreas boscosas que protegen las cuencas hidrográficas, de las que se abastecen más de 33 millones de personas que viven en 99 ciudades principales vinculadas con estas montañas. Las 60 montañas prioritarias comprenden una superficie de 7 484 374 hectáreas, las cuales tienen una correspondencia de 100% con un subconjunto de las RTP de la Conabio. En estas se registran 1 826 núcleos agrarios y 11 556 predios particulares, 8 337 localidades con un total de 2 433 369 habitantes, que corresponden con 81 cuencas, 294 subcuencas, 40 acuíferos sobreexplotados, 32 ecorregiones y 34 áreas naturales protegidas (<*www.conafor.gob.mx*>). Sería deseable que la Conafor le diera seguimiento puntual a este programa y que utilizara las 60 montañas prioritarias como criterio de prelación para autorizar sus apoyos (incluido el pago por servicios ambientales), en sus Reglas de Operación de ProÁrbol y que, adicionalmente, extendiera este criterio para incluir las RTP en su conjunto.

10.2 Representatividad de las diversas regionalizaciones de los ecosistemas del país y áreas naturales protegidas

Las distintas regionalizaciones definidas anteriormente son representativas de las 19 regiones biogeográficas terrestres de consenso obtenidas para México (Conabio 1997) descritas para tres medios: *1*] árido subtropical, que abarca siete provincias ubicadas aproximadamente al norte del Trópico de Cáncer (California, Baja California, Del Cabo, Sonorense, Tamaulipeca, Altiplano Norte —Chihuahuense— y Altiplano Sur —Zacatecano-Potosino) con predominio de climas secos y tipos de vegetación correspondientes a matorral xerófilo, bosque espinoso y pastizal; *2*] tropical húmedo y subhúmedo, que incluye cinco provincias que se extienden por debajo del Trópico de Cáncer (Costa del Pacífico, Depresión del Balsas, Golfo de México, Yucatán y Petén) y con predominio de climas húmedos y subhúmedos donde se presentan los bosques tropicales desde caducifolios hasta perennifolios, y *3*] medio montano, que incluye los macizos montañosos y pequeños manchones montañosos cuya distribución geográfica es discontinua y que se encuentran distribuidos en todo el país (Sierra Madre Occidental, Sierra Madre Oriental, Eje Volcánico Transversal, Sierra Madre del Sur, Oaxaqueña, Los Altos de Chiapas y Soconusco), con excepción de Tabasco y la Península de Yucatán, y cuya flora es afín tanto con la Región Neártica como con la Neotropical de acuerdo con Rzedowski (1981).

10.2.1 Biomas y tipos de vegetación

Las regionalizaciones aquí presentadas se utilizan como instrumentos de planeación en el ámbito federal por algunas instituciones públicas, así como por organizaciones no gubernamentales que se dedican a la conservación. La regionalización más utilizada es la de las RTP; la Conanp las usa como marco de referencia en todo el país

para aceptar nuevas propuestas de declaratoria de áreas naturales protegidas (Enkerlin, com. pers.); por ello consideramos importante analizar en esta sección la representatividad que tienen las RTP de los tipos de vegetación descritos para México. De acuerdo con la *Carta de uso actual del suelo y vegetación* del INEGI (2005), el país tiene 52 tipos de vegetación naturales y cuatro categorías de vegetación inducida o cultivada (pastizales, palmares, bosque y vegetación sabanoide), sin incluir las categorías netamente agrícolas. La representatividad de los tipos de vegetación natural en las RTP se analizó considerando esta como la proporción de la superficie del total nacional que presenta cada tipo de vegetación en las RTP (Conanp y Conabio 2007); el resultado se muestra en la figura 10.5. En las RTP están representadas las 52 categorías con vegetación natural y de las categorías de vegetación inducida solo falta el bosque inducido (Fig. 10.5a). Las dos únicas categorías de vegetación natural que están representadas en una proporción menor a 10% del total de la superficie nacional son la selva baja subperennifolia (6.2%; Fig. 10.5a) y el matorral crasicaule (9.4%; Fig. 10.5b).

10.2.2 Áreas naturales protegidas

En el caso de las ANP, a pesar de que durante las últimas décadas en el país se han hecho esfuerzos por incrementar la superficie de los ecosistemas naturales incluidos en alguna categoría de protección, estos esfuerzos aún son insuficientes para contar con todos los tipos de vegetación del territorio. Los tipos de vegetación (INEGI 2005) pro-

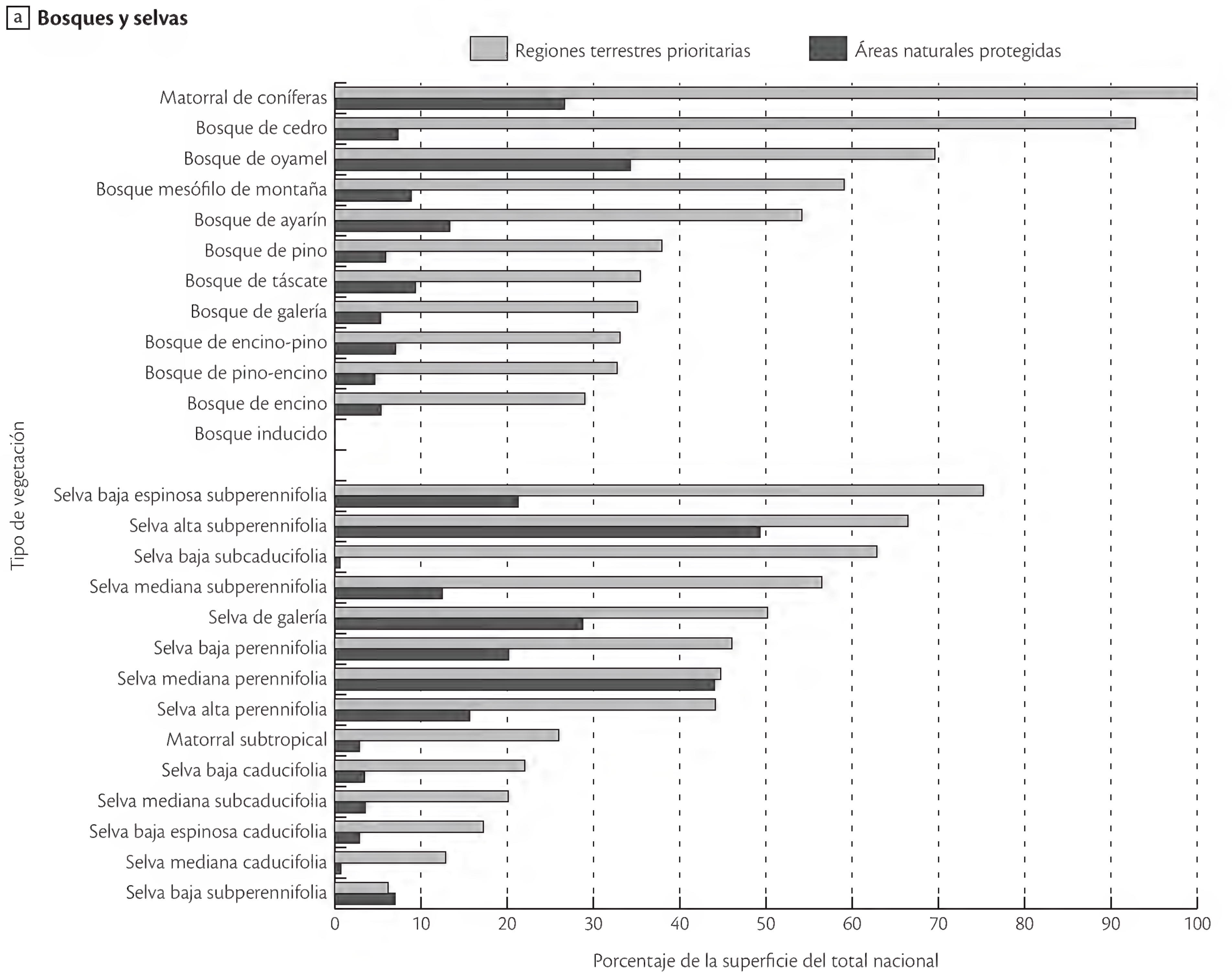


Figura 10.5 [*Esta página y la siguiente*] Tipos de vegetación incluidos en las regiones terrestres prioritarias y resguardados en áreas naturales protegidas federales: ***(a)*** bosques y selvas, y ***(b)*** matorrales y otros tipos de vegetación. Fuente: INEGI (2005).

tegidos en las ANP en relación con la superficie total que cubren en el país también se muestran en la figura 10.5. De acuerdo con el análisis Conanp y CONABIO (2007), se observó que 9.3% del territorio nacional está protegido dentro del Sinap y, de este porcentaje, 2.6% incluye áreas desprovistas de vegetación natural y 0.1% de vegetación inducida. A la fecha, 25 de los 52 tipos de vegetación naturales (INEGI 2005) están bien representados en todo el país, con una cobertura que va desde 12.3% para las sabanas hasta tipos de vegetación cuyas superficies representadas en las ANP son mayores a 40% del total nacional, tales son los casos del manglar[2] (42.3%), selva mediana perennifolia (44.1%), popal (44.9%), selva alta subperennifolia (49.3%), tular (49.4%), matorral sarco-crasicaule (54.5%), vegetación de petén (80.2%) y pradera de alta montaña (97.1%; véase Fig. 10.5). Sin embargo, los 27 tipos de vegetación restantes presentan menos de 10% del total de su superficie representada en las ANP. De estos, 15 tipos de vegetación tienen menos de 5% de su cobertura nacional en alguna categoría de protección en el Sinap (Fig. 10.5a y b) y algunos ni siquiera están representados (*e.g.*, pastizal gipsófilo). Estas clases incluyen tipos de vegetación que son característicos de México, como la selva mediana subcaducifolia (3.5%), selva baja caducifolia (3.4%), selva baja espinosa caducifolia (2.9%), selva mediana caducifolia (0.7%), matorral desértico micrófilo (4.9%) y

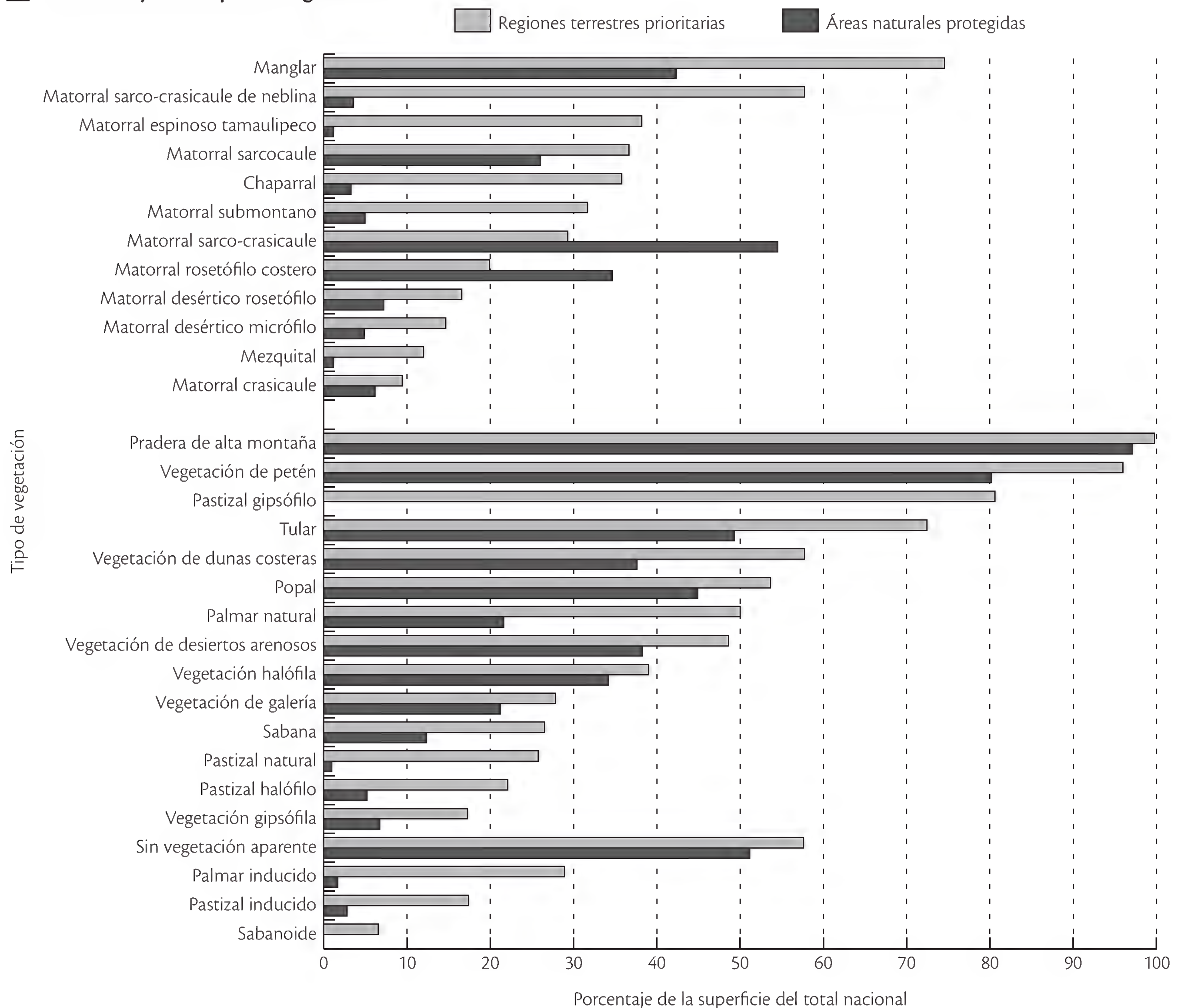


Figura 10.5 [*concluye*].

matorral espinoso tamaulipeco (1.1%), o bien son tipos de vegetación que en conjunto representan una alta diversidad beta para el país, como los bosques de pino (5.9%), bosques de encino (5.4%), bosques de encino-pino (7.1%), pino-encino (4.6%) y mesófilo de montaña (8.9%). Todos ellos están poco representados en las ANP (véase el capítulo 16 de este volumen).

Por otro lado, existe un sesgo geográfico en cuanto a la representatividad de los ecosistemas en el Sinap, ya que las penínsulas de Baja California y de Yucatán están sobrerrepresentadas. Para el año 2006, el total del área con alguna categoría de protección federal en la Península de Baja California comprendía 7 275 055 hectáreas (<*www.conanp.gob.mx*>), lo que corresponde a 50% de la superficie total de la península y sistemas insulares; mientras que el total del área con alguna categoría de protección federal para la Península de Yucatán era de 3 326 158 hectáreas (<*www.conanp.gob.mx*>), lo que corresponde a 23.8% de su superficie total. Estas cifras contrastan con los ecosistemas protegidos en la porción continental del norte de México, tanto de las porciones altitudinales bajas y medias como de las regiones del Altiplano; en estos casos sus ecosistemas naturales están poco representados en el Sinap. Lo mismo ocurre con dos de los estados con mayor biodiversidad del país: Guerrero y Oaxaca, ambos tienen una baja representatividad de sus ecosistemas naturales en las ANP. En 2006 Guerrero apenas tenía 5 828 hectáreas con alguna categoría de protección federal (<*www.conanp.gob.mx*>), lo que representa 0.1% de la superficie estatal; en tanto que Oaxaca tenía 324 033 hectáreas en alguna categoría de protección federal (<*www.conanp.gob.mx*>), es decir, 3.5% de su superficie. Por lo anterior, es necesario tener una mejor representatividad espacial de los ecosistemas naturales de estas regiones y estados en el Sinap.

10.2.3 Vacíos y omisiones en las áreas naturales protegidas

Recientemente se hizo un análisis de los vacíos y omisiones en conservación de las ANP de México (Conabio *et al.* 2007a, b). Varias instituciones, encabezadas por la Conabio, la Conanp, TNC, Pronatura y la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León, en colaboración con numerosos especialistas (capítulo 16), elaboraron estos estudios para las ANP terrestres, considerando como base espacial las ecorregiones (INEGI, Conabio e INE 2007). Los resultados indican que de 96 ecorregiones terrestres presentes en México, 11 no tienen protección y 50 están subrepresentadas en el conjunto de ANP. Se observan algunos sesgos en cuanto a que se protege en mayor proporción las tierras altas (más de 2 800 m) en comparación con el resto del país. Las tierras de altitud intermedia (entre 1 000 y 2 000 m) están subrepresentadas en los sistemas de ANP (Conabio *et al.* 2007b).

Para el caso de los ambientes marinos se hizo un ejercicio similar al anterior (Conabio *et al.* 2007a), en el que se identificaron 105 sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad marina y costera de México. El análisis mostró una baja representatividad por superficie en el conjunto de áreas naturales protegidas. Adicionalmente a esta falta de representatividad, destaca el hecho de que muchas ANP federales costeras han sido seleccionadas por sus ecosistemas terrestres, dejando fuera los cuerpos de agua costeros y la zona litoral con la que colindan. El estudio indicó que 78 sitios prioritarios están representados con menos de 20% de cobertura en el sistema de áreas naturales protegidas. De estos, 21 sitios costeros y de margen continental y todos los sitios de mar profundo no cuentan con protección alguna (Conabio *et al.* 2007a). Por lo que aún falta mucho por hacer en materia de conservación marina del país.

10.3 Compatibilidad de las regiones prioritarias con otros ejercicios de planeación y estrategias de conservación

Las regionalizaciones aquí presentadas son compatibles con otros ejercicios de planeación y estrategias de conservación definidas por organismos internacionales, como los humedales de importancia internacional derivados de la Convención Ramsar, las ecorregiones prioritarias definidas por el WWF (véase recuadro 10.1) o las áreas de protección de TNC. Asimismo, son compatibles con los esfuerzos de regionalización y conservación transfronterizos (como el Corredor Biológico Mesoamericano, el Sistema Arrecifal Mesoamericano y el Plan Estratégico de Cooperación para la Conservación de la Biodiversidad en América del Norte de la CCA), en los cuales se usaron como base las regionalizaciones hechas por la Conabio. En esta sección solamente se hace referencia a algunos de estos ejercicios, ya que en la sección de compromisos internacionales se tratan con mayor amplitud algunos de estos programas.

Recuadro 10.1 Estrategias de planeación y actividades del World Wildlife Fund para la conservación en México

Carlos Galindo

El planeta presenta ocho regiones biogeográficas que han sido subdivididas en 825 ecorregiones. De estas, se seleccionaron 238 como ecorregiones biológicamente prioritarias considerando su diversidad de especies y número de endemismos, singularidad taxonómica y de fenómenos ecológicos o evolutivos, rareza global, estado de conservación y representatividad (Olson y Dinerstein 2002). Diez de estas ecorregiones se encuentran en nuestro país: las selvas secas mexicanas, los bosques de pino-encino de las sierras Madre Oriental y Occidental, los bosques mesoamericanos de pino, el chaparral y los bosques de California, el Desierto Sonorense y Baja California, el Desierto Chihuahuense y Tehuacán, los lagos de la altiplanicie mexicana, los ecosistemas dulceacuícolas del Desierto Chihuahuense, el Golfo de California y el Arrecife Mesoamericano (Galindo-Leal 2006).

Golfo de California

El Golfo de California es biológica y fisiográficamente megadiverso; alberga al menos 4 853 invertebrados (767 endémicos, 15.8%) y 1 113 vertebrados (Brusca *et al.* 2005). Estas características lo han convertido en uno de los cinco principales destinos turísticos nacionales y la principal zona pesquera de México (Conapesca 2003). Recientemente WWF terminó su planeación ecorregional 2006-2011, con una metodología basada en el manejo adaptativo (WWF 2006). En los últimos años coordinó esfuerzos para salvar a la vaquita marina (*Phocoena sinus*) de la extinción, promovió el establecimiento de áreas protegidas y pesca sustentable (incluyendo la certificación de pesquerías artesanales) y ha influido en la visión gubernamental del desarrollo productivo regional. En los próximos cinco años WWF trabajará, en coordinación con los diferentes sectores, para reducir la pesca ribereña, disminuir o eliminar la captura incidental de tortugas marinas y de la vaquita, aminorar el efecto de la pesca industrial y de la acuacultura y promover el manejo integral de la cuenca del Río San Pedro Mezquital.

Arrecife mesoamericano

Es el segundo arrecife más extenso e importante del planeta y se localiza desde Quintana Roo (México) hasta Honduras, con una extensión de casi 1 000 km. Presenta amplias extensiones asociadas de humedales costeros, praderas de pastos marinos, corales (más de 60 especies), lagunas y bosques de manglar, y alberga numerosas especies marinas endémicas y de importancia comercial que son el sustento de centenares de miles de pobladores. Este arrecife constituye una importante defensa natural para las poblaciones humanas contra los huracanes que afectan de manera regular las costas del Mar Caribe. La pérdida del hábitat costero por cambio de uso del suelo y el desarrollo inadecuado, debido principalmente a la expansión desordenada del turismo, las actividades agrícolas, la sedimentación (causada por la deforestación, las aguas residuales municipales) y las prácticas pesqueras no sustentables están amenazando los arrecifes. En el Arrecife Mesoamericano WWF, con sus dos programas en México y Centroamérica, ha llevado a cabo ejercicios de priorización y de planificación ecorregional (Kramer y Richards 2002). Actualmente, el trabajo de WWF en esta ecorregión se concentra en reducir los efectos de las prácticas pesqueras no sustentables y capacitar a los pescadores, en el mejoramiento del sistema de áreas marinas protegidas y en disminuir la contaminación que provoca la agricultura.

El Desierto Chihuahuense y sus ecosistemas dulceacuícolas

El Desierto Chihuahuense es el segundo ecosistema árido más diverso del planeta y se caracteriza por altos niveles de endemismos de flora y fauna terrestre y dulceacuícola. Puesto que la ecorregión terrestre se traslapa con una de agua dulce, cuya tasa de desaparición de especies es la más alta en el ámbito mundial, se ha instrumentado un plan de acción para la conservación de las especies de agua dulce del Río Bravo, que incluye la sección de este río en Estados Unidos y su principal afluente, el Río Conchos, en México (Dinerstein *et al.* 2000; Pronatura Noreste, TNC y WWF 2002). Desde el año 2001 WWF trabaja en aspectos de política ambiental y ha contribuido a establecer más de 685 000 hectáreas de áreas protegidas y al manejo efectivo de casi un millón de hectáreas en esta ecorregión. Dicha institución promueve un enfoque de manejo integrado de cuencas hidrográficas que combina aspectos ambientales, de conservación y restauración de ecosistemas dulceacuícolas, con componentes sociales y económicos e impulsando la institucionalización del pago por servicios ambientales hidrológicos. En el marco de una alianza entre el WWF y la Fundación Gonzalo Río Arronte, los trabajos

Recuadro 10.1 [*concluye*]

se concentran en el alto Río Conchos, en la protección y restauración de áreas para mantener procesos ecológicos y en fortalecer el marco legal para la conservación de la biodiversidad.

Bosques mexicanos

A pesar de que ha perdido casi 40%, México aún mantiene una superficie forestal importante (645 576 km^2; Velázquez *et al.* 2002). Los ecosistemas forestales mexicanos son altamente diversos e incluyen selvas secas y húmedas, bosques mesófilos y templados. El Programa Bosques Mexicanos del WWF tiene cuatro líneas estratégicas: visión y coordinación regional, áreas protegidas, manejo forestal integrado y políticas públicas nacionales e internacionales. En México, el WWF trabaja en cinco regiones prioritarias por su aportación a la biodiversidad: la Sierra Costera (selvas secas mexicanas), la Sierra Norte y la Selva Zoque de Oaxaca (bosques mesoamericanos de pino) (Aparicio 2001; García Mendoza *et al.* 2004; García Pérez 2000), la región de la mariposa monarca en los estados de México y Michoacán (bosques mesoamericanos de pino) (Rendón *et al.* 2005) y la Sierra Tarahumara de Chihuahua (bosques de pino-encino de las sierras Madre Oriental y Occidental).

Esto lo hace en estrecha colaboración con las comunidades locales, instituciones y autoridades de los tres niveles de gobierno, universidades e institutos de investigación, ONG locales, nacionales e internacionales, y con el sector privado, para promover la conservación de los recursos naturales y el bienestar de las comunidades que dependen de ellos.

10.3.1 Humedales Ramsar

México, como país miembro de la Convención de Ramsar desde agosto de 1986, reconoce la importancia de las funciones ecológicas de los humedales y del recurso hídrico, por lo que planteó la necesidad de integrar, a nivel de cuenca, el manejo de los recursos hídricos y la conservación de humedales mediante una serie de acciones para resolver los problemas de escasez y deterioro de la calidad del agua y la consiguiente pérdida de los ecosistemas y su diversidad biológica (Ramsar 1971).

La Conanp, que funge como punto focal de la Convención en México, tiene inscritos en el Convenio de Ramsar 82 humedales que cubren alrededor de 5 929 607 ha y comprenden ecosistemas acuáticos costeros como lagunas, marismas, playas, deltas, manglares y corales, y aguas epicontinentales como lagos, lagunas, presas, ríos, pantanos, ciénegas, charcas y oasis (Ramsar 2008). Entre los humedales prioritarios están el delta del Río Colorado, las lagunas costeras Ojo de Liebre, San Ignacio, Alvarado y Términos, el Cañón del Sumidero, las Lagunas de Montebello, Yuriria y Tecocomulco, la Ciénega de Lerma, el Lago de Pátzcuaro, los pantanos de Centla, las Marismas Nacionales, Los Petenes, las playas de Tierra Colorada, Cahuitán y Mexiquillo, así como los arrecifes de Puerto Morelos, Xcalak, Cozumel y Banco Chinchorro (Fig. 10.6). Estos humedales prioritarios coinciden con las regionalizaciones marina e hidrológica presentadas con anterioridad.

10.3.2 Humedales prioritarios de DUMAC

Otro esfuerzo para inventariar y clasificar los humedales relacionados con las aves acuáticas migratorias y residentes es el que efectuó Ducks Unlimited de México, A.C. (DUMAC). El objetivo es obtener un inventario de la extensión y distribución de los humedales prioritarios para la aves acuáticas con un fuerte respaldo de información de percepción remota, y que además sirva como un apoyo muy útil para quienes planifican y manejan estos sitios, para la comunidad científica y los grupos sociales interesados en la conservación y en actividades de explotación racional de estos ecosistemas y sus recursos (Carrera y De la Fuente 2003).

Para identificar los humedales prioritarios, DUMAC analizó los datos sobre la distribución de aves acuáticas durante tres décadas, seleccionando 28 áreas prioritarias que albergan 84% de las aves acuáticas migratorias en México. Estas áreas se distribuyen de la siguiente manera: siete en la Ruta Migratoria del Golfo, 14 en la Ruta Migratoria del Pacífico y siete en la Ruta Migratoria del Centro, de las cuales cuatro están en humedales de las Tierras Altas del Norte (Chihuahua y Durango) y tres en humedales de las Tierras Altas del Centro (Jalisco y Michoacán).

Es importante mencionar que de los 28 humedales prioritarios identificados, seis albergan más de 40% de las aves acuáticas migratorias invernantes en México, cuyo orden de importancia es el siguiente: Laguna Madre, la-

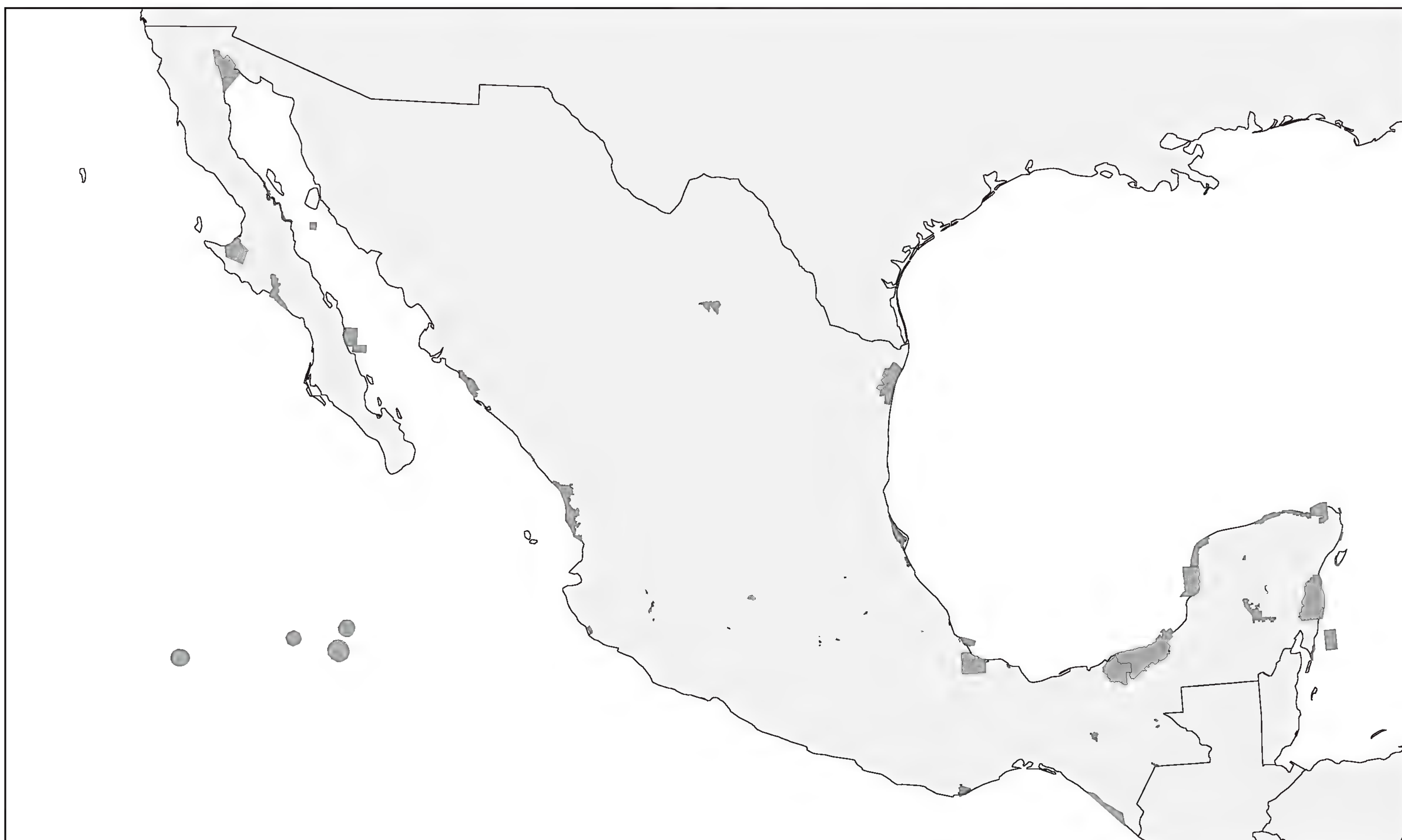


Figura 10.6 Humedales de importancia internacional Ramsar en México. Fuente: Conanp (2005). Los nombres e información sobre los humedales Ramsar pueden consultarse en <*www.conanp.gob.mx/ramsar4.html*>

gunas de Tamaulipas, Bahía de Pabellón y Topolobampo en Sinaloa, lagunas de Tabasco, Laguna de Cuitzeo en Michoacán y Marismas Nacionales en Nayarit. Asimismo, de estos humedales, 21 coinciden con áreas costeras.

10.3.3 Proyectos de regionalización y conservación transfronterizos

Estos proyectos son varios y en algunos de ellos también se han establecido prioridades en función de diversos criterios biológicos y de oportunidad para la conservación. En esta sección solo se aborda muy brevemente la compatibilidad de las regiones prioritarias con las de los proyectos ubicados en la frontera sur del país, como el Corredor Biológico Mesoamericano y el Sistema Arrecifal Mesoamericano, y en el recuadro 10.2 se presentan los trabajos que se han hecho en la frontera noroccidental del país hasta Canadá.

El Corredor Biológico Mesoamericano es una iniciativa de México, Belice, Guatemala, El Salvador, Honduras, Nicaragua, Costa Rica y Panamá, financiada por los gobiernos de estos países y por el Fondo Mundial para el Medio Ambiente (GEF), entre otros donantes, para la conservación a largo plazo de corredores biológicos organizados mediante un sistema de ordenamiento territorial compuesto de ANP y áreas de interconexión, que brindan un conjunto de bienes y servicios ambientales, con espacios de concertación social para promover la inversión en la conservación y el desarrollo sustentable (<*www.cbmm.gob.mx*>). Comprende una extensión de 769 000 km^2, más de 60 tipos de vegetación, 30 ecorregiones y una población humana de más de 34 millones de habitantes (<*www.cbmm.gob.mx*>). En México, el proyecto dirige sus actividades hacia: *1*] el diseño y monitoreo de corredores biológicos; *2*] la integración de criterios de conservación de biodiversidad en programas públicos, y *3*] el uso sustentable de los recursos naturales de los corredores. Estos se ubican en cuatro estados del sur del país y en general coinciden con las RTP; comprenden la Selva Maya Zoque al norte de Chiapas, la Sierra Madre del Sur al sur de Chiapas, Sian Ka'an-Calakmul con un corredor en Campeche y otro en Yucatán, así como un quinto corredor en la costa norte de Yucatán (Ramírez 2003).

Recuadro 10.2 Áreas marinas prioritarias para la conservación: Baja California al Mar de Bering

Hans Herrmann

La costa occidental de América del Norte alberga singulares e importantes ambientes marinos compartidos, desde el Golfo de California, con sus profundos cañones, afloramientos ricos en nutrientes y alto grado de endemismo, hasta el altamente productivo Mar de Bering, pasando por 20 000 km de bahías, ensenadas y sistemas de drenado interior del Pacífico nororiental.

La identificación de áreas prioritarias de conservación (APC) es una de las diversas iniciativas auspiciadas por la CCA como parte de su Plan Estratégico de Cooperación para la Conservación de la Biodiversidad en América del Norte (CCA 2003). Estas APC revisten particular importancia para los tres países por su relevancia ecológica, su naturaleza amenazada (Fig. 1) y las oportunidades para su conservación, cuya eficaz protección requiere esfuerzos de colaboración bi y trinacional.

La metodología para identificar las APC consistió en agregar los conocimientos de expertos en diversas disciplinas ecológicas y sociales de los tres países, en un "sistema comunitario de consensos basado en información geográfica". En total se identificaron 28 áreas prioritarias para la conservación (Fig. 2 en (CD 3) y disponible en <*http://www.cec.org/files/PDF/BIODIVERSITY/B2B_map.pdf*>), lo que representa 8% de la

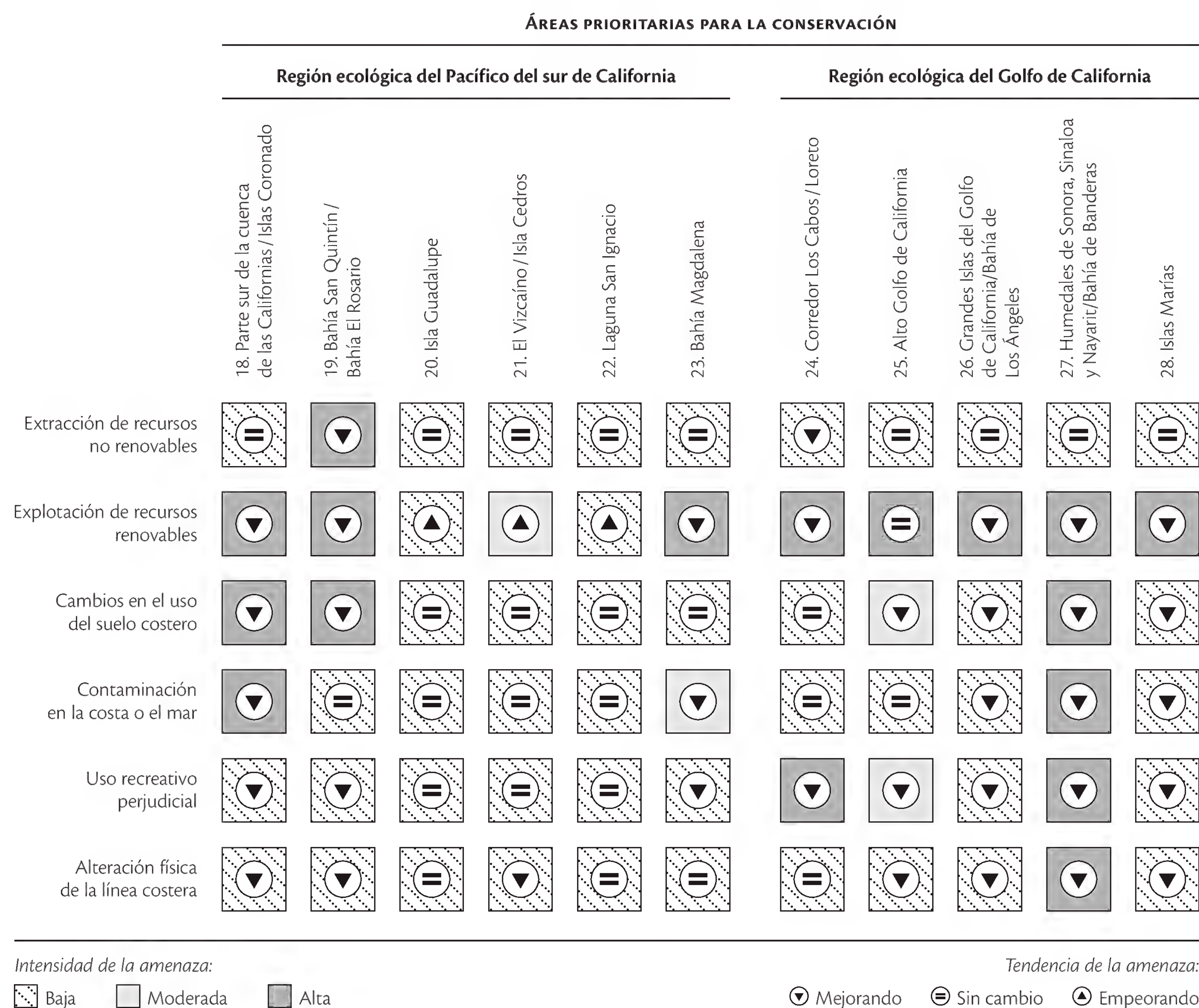


Figura 1 Matriz de amenazas en áreas prioritarias para la conservación en el noroeste de México

superficie total conformada por las zonas económicas exclusivas (ZEE) de las tres naciones. Por país, estas áreas representan alrededor de 7% de la región Baja California al Mar de Bering (B2B) en México, 10% del área en la ZEE del Pacífico de Canadá y 8% de la ZEE de Estados Unidos (en la región definida como B2B).

En función de los criterios utilizados para su identificación, estas 28 APC son sitios esenciales para conservar la diversidad biológica y mantener la integridad de los servicios ambientales de la región B2B. Los tres países están unidos por una red intrincada de crecientes intercambios económicos, sociales y culturales. Nuestra relación, sin embargo, no comienza ni termina con estos intercambios. La naturaleza ha unido este subcontinente por millones de años, ha influido en el desarrollo de nuestras sociedades y ha dado forma a nuestras identidades culturales, creando un complejo mosaico viviente.

Que esta creciente relación económica represente una amenaza o una oportunidad para la conservación depende en buena medida del valor que las sociedades de América del Norte confieran al medio ambiente. Este esfuerzo pretende entender mejor la región y difundir la importancia de la cooperación internacional para el mantenimiento y conservación de estos sitios emblemáticos: las áreas prioritarias para la conservación marina de B2B.

Por otro lado, el proyecto del Sistema Arrecifal Mesoamericano es una iniciativa de Guatemala, Honduras, Belice y México, financiada por los gobiernos de estos países y por el GEF, para fortalecer y coordinar políticas nacionales, reglamentaciones y disposiciones institucionales dirigidas a la conservación y el uso sustentable de este sistema arrecifal (<*www.marfund.org*>). Con este proyecto se espera: *1*] fortalecer las áreas marinas protegidas existentes y establecer otras en zonas transfronterizas; *2*] desarrollar un sistema regional de monitoreo e información ambiental; *3*] reducir el manejo no sustentable de los recursos naturales, en particular de los sectores pesquero y turístico; *4*] aumentar las capacidades de personal e infraestructura para el manejo ambiental, y *5*] mejorar y coordinar políticas nacionales dirigidas a la conservación y uso sustentable del ecosistema marino. Las regiones que forman parte del Sistema Arrecifal Mesoamericano son compatibles con las RMP e incluyen: Banco Chinchorro, Arrecifes de Sian Ka'an, Arrecifes de Cozumel, Isla Contoy, Puerto Morelos, Costa Occidental de Isla Mujeres, Punta Nizuc y Xcalak (López-Gálvez 2007).

10.4 Influencia de los instrumentos de planeación para la conservación de la biodiversidad en la toma de decisiones

La rapidez en el cambio de uso del suelo en México (Mas *et al.* 2004) ha limitado la posibilidad de definir áreas prioritarias, con pleno conocimiento de su biodiversidad donde los inventarios biológicos hayan sido exhaustivos y donde el conocimiento de los procesos ecológicos sea amplio y profundo, para elegir de manera inequívoca aquellas regiones que presenten la mayor acumulación de especies con una alta integridad ecológica funcional en los distintos niveles de análisis de la biodiversidad (genético, poblacional y ecosistémico). Ante la escasez de financiamiento, de conocimiento y de tiempo para actuar, se espera que todos estos ejercicios de planeación influyan como instrumentos de política pública para la gestión del territorio, cada uno en su ámbito temático, de manera que induzcan activamente proyectos concretos de conservación de la biodiversidad.

En el ámbito del gobierno federal, diversas instancias, en particular las del sector ambiental, han utilizado estas regiones como marco de referencia geográfico para la aplicación de políticas públicas. Instituciones como la Conanp usan las RTP y las RMP para aceptar propuestas de nuevas ANP federales (Enkerlin, com. pers.). Actualmente, 22% de la superficie definida en las RTP y 4.8% de las RMP están incluidas en el Sinap. Las ANP federales coinciden con las regiones prioritarias y su conservación constituye uno de los ejes primordiales de apoyo de fondos privados como los que manejan el FMCN, Pronatura, TNC, WWF, USAID, Conservation International (CI) y la fundación Packard. Asimismo, el Instituto Nacional de Ecología (INE) y CI han utilizado las RTP y las RMP como base en el ordenamiento ecológico marino de la región del Golfo de California (INE 2000), en tanto que la regionalización marina la usó el Instituto Nacional de Pesca (INP) en la Carta Nacional Pesquera (Semarnap 2000), pero no en su actualización de 2004 ya que al pasar el INP de la Semarnat a la Sagarpa también cambió el enfoque de conservación en las pesquerías. A una resolución más fina, estas regionalizaciones a escala nacional (1 : 4 000 000) han servido a otras instituciones como punto de referencia para detallar o incluir otras áreas en el ámbito local, como las regionalizaciones realizadas por Pronatura (Pronatura

Noreste, TNC y WWF 2002) y Naturalia (<*www.naturalia.org.mx*>) para el norte del país, o bien por la Coalición para la Sustentabilidad del Golfo de California (2004), Cobi y TNC (2005) para el Golfo de California. En los ámbitos estatal y municipal existe un ejemplo de vinculación y de gestión ambiental incipiente en el estado de Jalisco (véase el recuadro 10.3).

10.4.1 Orientación y optimización de los proyectos de estudio, recolecta e investigación en las regiones prioritarias

Las regiones prioritarias han servido para orientar y optimizar los proyectos de estudio, recolecta e investigación con fondos públicos de instancias como la Conabio y los Fondos Sectoriales de Investigación de Semarnat-Conacyt para el estudio de la biodiversidad en estas regiones (véase el recuadro 10.4) y para elaborar programas de gestión de manejo sustentable de montañas prioritarias. De 1997 a 2006, con fondos públicos de estas instituciones y mediante 11 convocatorias abiertas, se destinaron 332 millones de pesos a la investigación en temas prioritarios identificados por el sector ambiental, estableciendo así vínculos entre ambos sectores. Si bien esta cantidad ha sido insuficiente para tener un conocimiento integral de la biodiversidad nacional, se espera que con estos apoyos a la investigación las decisiones del sector público se basen en el mejor conocimiento disponible y, a su vez, que los estudios se ocupen de las prioridades ambientales del país.

Recuadro 10.3 Planeación y gestión ambiental municipal en las regiones prioritarias de México

Eduardo Santana C. • Sergio Graf Montero

El nuevo papel del municipio en la gestión ambiental

El municipio es el nivel gubernamental que responde de manera más inmediata a las demandas e iniciativas locales, por lo que su fortalecimiento es una línea estratégica para lograr la sustentabilidad en el desarrollo nacional. Si bien los gobiernos federal y estatal han hecho esfuerzos importantes para contener el deterioro ambiental, las políticas públicas instrumentadas por estos niveles de gobierno son insuficientes: es necesario involucrar a los municipios en este tema. En el contexto de la reforma del Estado, las recientes modificaciones al artículo 115 constitucional han transferido atribuciones federales y estatales a los niveles municipales relacionadas con la gestión ambiental, además de las responsabilidades tradicionales sobre abastecimiento y tratamiento de agua, manejo de desechos sólidos y contaminación, les han delegado otras como realizar ordenamientos territoriales, controlar el cambio de uso del suelo, crear y administrar reservas ecológicas, administrar y custodiar las zonas federales, reglamentar el aprovechamiento social de los recursos naturales y cobrar por servicios prestados. De especial relevancia es la capacidad de crear asociaciones intermunicipales para enfrentar en colaboración problemas de desarrollo socioeconómico y requerimientos de servicios de la población. Estas nuevas atribuciones se han fortalecido mediante las resoluciones de la Suprema Corte de Justicia de la Nación a favor del municipio en controversias constitucionales interpuestas por ayuntamientos contra los congresos de sus respectivos estados.

Si bien una mayor autonomía municipal representa un importante avance en la descentralización y democratización en el país, la mayoría de los gobiernos locales tienen limitantes institucionales para asumir sus nuevas funciones. Para que los municipios cumplan sus responsabilidades de manera adecuada y exitosa es necesario que cuenten con la capacidad técnica y de gestión para el diseño e instrumentación de los programas de desarrollo social, gestión ambiental y prestación de servicios públicos; asegurar la participación democrática y efectiva de la ciudadanía en los procesos de toma de decisiones para lograr una corresponsabilidad en la implementación de los programas de gobierno; crear políticas eficientes de planificación y administración pública; impulsar una ética de servicio en la administración pública; y propiciar una mayor desconcentración y captación de recursos financieros a favor del municipio. Con estas nuevas condiciones, los municipios que alcancen mayores niveles de desarrollo serán aquellos que: *1*] adquieran capacidades técnicas, profesionales y de financiamiento complementarios mediante la incorporación de iniciativas ciudadanas en espacios de participación organizada; *2*] se apoyen en las capacidades técnicas y profesionales de la población de su propio municipio, y *3*] se vinculen con otras instancias

gubernamentales, académicas, profesionales y civiles para llevar a cabo los planes y objetivos de desarrollo trazados. Si se considera que existe una clara relación entre los niveles de marginación social y la biodiversidad municipal (los municipios con mayor diversidad biológica también albergan las poblaciones con mayores niveles de pobreza), entonces estos principios son particularmente relevantes para lograr el desarrollo social como condición preliminar para la conservación biológica en municipios pequeños, marginados y ubicados en zonas rurales.

La cuenca como elemento integrador para la gestión intermunicipal del territorio

Un elemento que requiere discusión especial es la integración del concepto de cuenca en la gestión municipal. El agua, en el contexto del funcionamiento de una cuenca hidrológica, es el elemento integrador de procesos ecológicos regionales. Los límites fisiográficos de las cuencas constituyen límites ecológicos naturales. Los ciclos biogeoquímicos, el flujo de energía, el transporte y almacenamiento de nutrientes y la dinámica ecológica de poblaciones por medio de gradientes altitudinales y paisajísticos son procesos que vinculan el manejo de bosques en las montañas con los centros urbanos y agrícolas en la planicie y, estos a su vez, con los esteros y demás ecosistemas costeros que son la base de las pesquerías comerciales y de gran parte de la diversidad biológica marina. Los procesos en las partes altas de la cuenca, dado el flujo unidireccional del agua, invariablemente tienen repercusiones en la parte baja, por tanto toda la cuenca se debe administrar como una sola unidad. Los bosques en las cabeceras de las cuencas cubren una importante función reguladora ya que controlan la calidad, cantidad y temporalidad del flujo del agua y también protegen los suelos de ser arrastrados por el agua, con la consecuente sedimentación y degradación de ríos y esteros y la pérdida de fertilidad en las laderas. Los ríos son indicadores ecológicos de la salud e integridad biótica de la cuenca en todo su conjunto. Una visión de cuenca para el manejo del territorio permite integrar los aspectos sociales con los ecológicos, ya que los ríos y los parteaguas también constituyen tradicionalmente fronteras entre países, estados, municipios y hasta predios ejidales y privados. Por estas razones, las cuencas tienen características ecológicas y sociopolíticas que les confieren ventajas, como la unidad geográfica para la planificación del uso del suelo y los recursos naturales.

Dado que los procesos ecológicos y sociales rebasan los límites políticos de los municipios, el concepto de cuenca es una forma natural de generar las bases para la integración regional entre municipios para la gestión ambiental. Los municipios que coinciden en una misma cuenca comparten problemas comunes de gestión del territorio porque están vinculados entre sí por procesos ecológicos y socioeconómicos y, por tanto, deben llegar a arreglos intermunicipales para la gestión de la cuenca. Esto se ha desarrollado en el estado de Jalisco con la Iniciativa Intermunicipal para la Gestión Integral de la Cuenca del Río Ayuquila, misma que fue galardonada con el Premio en Gestión y Gobierno Local 2005 del CIDE, A.C., y la Fundación Ford. Las atribuciones relativas a la gestión ambiental de los municipios están plasmadas de manera más integral que las de los propios estados, así, estos procesos auguran que los municipios se convertirán en espacios de innovación para proyectos de conservación ambiental en el país.

Recuadro 10.4 Importancia de la regionalización en las convocatorias del Fondo Sectorial de Investigación Ambiental

Irene Pisanty

El Fondo Sectorial de Investigación Ambiental surge a la luz de la Ley de Fomento a la Ciencia y la Tecnología, que después se transformó en la Ley de Ciencia y Tecnología vigente a partir del 5 de junio de 2002.[1] En los artículos 25 y 26 de esta ley se establecen los lineamientos de los fondos sectoriales y su forma de operar.

Los fondos sectoriales permiten diseñar una política científica a corto, mediano y largo plazos orientada por la necesidad de conocimiento de áreas estratégicas para el desarrollo del país, como los recursos naturales y el medio ambiente, sin limitar el desarrollo de la ciencia básica.

Permiten además establecer sinergias ente el financiamiento proveniente del propio sector y del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt). Por medio de este mecanismo se puede orientar la investigación hacia temas prioritarios identificados por el sector involucrado, se

Recuadro 10.4 [*concluye*]

garantiza una evaluación académica y técnica imparcial y de alto nivel, y se establecen vínculos entre los sectores académico y gubernamental. De esta forma, se espera que las decisiones del sector público se basen en el mejor conocimiento disponible y que la investigación se dirija a las prioridades ambientales del país. Así, se abre además la oportunidad para que los investigadores de alto nivel con los que el país cuenta puedan contribuir con sus conocimientos en el diseño de políticas públicas y en la toma de decisiones para identificar, prevenir y resolver los muchos problemas ambientales que México enfrenta.

La máxima autoridad de los fondos sectoriales es el Comité Técnico, formado por un presidente designado por el sector, un vocal del Conacyt, un vocal del sector y un vocal que represente al sector académico, todos ellos con un suplente. Además, cuenta con un secretario técnico y uno administrativo. Un grupo de análisis de prioridades revisa en primera instancia la pertinencia de las propuestas recibidas y hace una primera selección. Las propuestas consideradas prioritarias de acuerdo con los términos de cada una de las convocatorias se someten a la Comisión Evaluadora, conformada por expertos sobresalientes en temas ambientales. Esta comisión organiza la evaluación técnica de los proyectos que efectúan expertos reconocidos en cada uno de los temas, miembros del Sistema Nacional de Investigadores. Una vez evaluados los proyectos, la Comisión Evaluadora revisa los resultados y emite una recomendación al Comité Técnico, que toma la decisión final de qué proyectos habrán de ser financiados.

El Fondo Sectorial de Investigación Ambiental se constituyó formalmente en 2001, y abrió su primera convocatoria en el año 2002; la segunda fue abierta en 2004 y a fines de 2005, la tercera.

En la elaboración de las convocatorias se tomaron en cuenta diversos temas prioritarios de acuerdo con las necesidades de las áreas de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (cuadro 1).

En los temas relacionados con el conocimiento, la conservación, la protección y el uso sustentable de los recursos naturales se establecieron criterios que orientaron las investigaciones hacia grupos taxonómicos poco conocidos, a las especies que habitan en zonas reconocidas como prioritarias para la conservación y a aquellas especies que se encuentran en las normas oficiales mexicanas o algún otro tipo de catálogo de riesgo. Igualmente, en un nivel de mayor complejidad, se dio prioridad a los estudios que se enfocaban a las regiones prioritarias como tales. Esta orientación se definió a partir de los términos de referencia de las convocatorias, de modo que desde el inicio del proceso la investigación apoyada con recursos del Fondo se orientó a las regiones prioritarias. Gracias al Fondo Sectorial de Investigación Ambiental, desde el año 2004 se desarrollan proyectos sobre cerca de 30 de ellas.

En el sector ambiental la investigación aplicada a la identificación, prevención y resolución de problemas ambientales es una necesidad permanente, tanto por la demanda creciente de conocimientos en los ámbitos local, regional, nacional y global, como por lo complejo y cambiante de las situaciones que se enfrentan en México en particular. Ante este escenario, los fondos sectoriales representaron una oportunidad enorme que ha generado muchas expectativas y ha empezado a dar frutos.

1 **Ley de Ciencia y Tecnología. *Artículo 25***. Las secretarías de Estado y las entidades de la Administración Pública Federal podrán celebrar convenios con el Conacyt, cuyo propósito sea determinar el establecimiento de los fondos sectoriales Conacyt que se destinen a la realización de investigaciones científicas o tecnológicas, formación de recursos humanos especializados, becas, creación, fortalecimiento de grupos o cuerpos académicos de investigación y desarrollo tecnológico, divulgación científica y tecnológica y de la infraestructura que requiera el sector en cada caso.

Cuadro 1 Temas prioritarios de las convocatorias de 2002 y 2004 del Fondo Sectorial de Investigación Ambiental

2002	2004
Ordenamiento ecológico y conservación de ecosistemas	Conservación de especies y ecosistemas, manejo sustentable y ordenamiento
Contaminación y degradación ambiental	Contaminación del aire
Política y economía y medio ambiente	Cambio climático
Comunicación y educación ambiental	Sustancias tóxicas y residuos peligrosos
Campos de frontera y tecnologías de vanguardia	Economía y medio ambiente
Recursos: 250 millones de pesos	Recursos: 57.5 millones de pesos

Fondos públicos para investigación

Desde su creación, la Conabio ha privilegiado el apoyo federal para emitir convocatorias con el objeto de financiar proyectos para el conocimiento de los recursos biológicos, particularmente sobre inventarios biológicos de diversos grupos. Esto lo ha hecho por medio de cinco convocatorias públicas, utilizando como marco de referencia geográfico las regiones prioritarias terrestres, marinas o hidrológicas, o bien considerando las especies amenazadas incluidas en la NOM-ECOL-059-SEMARNAT-2001 (Semarnat 2002). Mediante estos apoyos, de 1997 a 2006 financió poco más de 190 proyectos con un monto aproximado de 24.5 millones de pesos. Si bien este financiamiento ha sido muy bajo, comparativamente con los fondos sectoriales que otorga el Conacyt, la Conabio es la única institución que ha desarrollado un sistema de consulta sobre gran parte de la información biológica de los proyectos que ha financiado, el cual está disponible en línea en la Red Mundial de Información sobre Biodiversidad o bien por medio del sistema de consulta de sus proyectos (<*www.conabio.gob.mx*>). Sería deseable que otras instituciones como el Conacyt también hicieran públicos de manera directa los resultados de las investigaciones que financia.

Fondos Sectoriales Semarnat-Conacyt

Los fondos sectoriales son fideicomisos que las dependencias y las entidades de la administración pública federal conjuntamente con el Conacyt constituyeron en 2001 para destinar recursos a la investigación científica y el desarrollo tecnológico en el ámbito sectorial correspondiente. Para el sector ambiental se crearon tres fondos sectoriales: el de Investigación y Desarrollo sobre el Agua con la CNA, el de la Investigación, el Desarrollo y la Innovación Tecnológica Forestal con la Conafor y el de Investigación Ambiental con la Semarnat (<*http://www.conacyt.mx*>). Este último es el que ha estado más vinculado al sector académico y sus demandas se han establecido por medio del INE de manera transversal con las promovidas por la Conabio.

Fondos privados

Los apoyos para la conservación de la naturaleza y la investigación en materia ambiental no solo se han financiado con fondos públicos. Hay una serie de organizaciones privadas que operan en México con programas e iniciativas de gran valor para la conservación de la biodiversidad del país. Algunas de estas organizaciones son el FMCN (recuadro 10.5), Pronatura, la Fundación David y Lucile Packard, WWF, TNC y CI, entre otras.

Recuadro 10.5 La importancia de las regiones prioritarias para el Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, A.C.

Lorenzo Rosenzweig

México ha hecho un importante esfuerzo en materia de priorización y regionalización como un primer paso para ordenar los esfuerzos de conservación del país. Los resultados de estos ejercicios sientan las bases para que instituciones de intermediación financiera como el FMCN tengan un papel estratégico. Los proyectos apoyados por el FMCN son acordes con estas prioridades temáticas y geográficas identificadas por grupos de expertos coordinados por el gobierno y las agencias nacionales vinculadas a este. Un ejemplo claro son los tres principales programas del FMCN: sus proyectos apoyados con convocatorias, la conservación de áreas protegidas prioritarias mediante el Fondo para Áreas Naturales Protegidas (FANP) y el apoyo al manejo integral del fuego por medio del Programa de Prevención de Incendios y Restauración Ambiental (PPIRA).

En un principio el FMCN utilizó los intereses de su patrimonio para apoyar proyectos seleccionados de acuerdo con seis convocatorias generales anuales (1996 a 2000 y 2004), las cuales se enfocaron en las regiones terrestres prioritarias identificadas por la Conabio. En las primeras convocatorias el FMCN incluyó la posibilidad de invertir recursos adicionales en proyectos que pudieran detallar y afinar estas prioridades. Esto permitió concentrar los limitados recursos disponibles en las áreas de mayor importancia y representatividad biológica. Las seis convocatorias destinaron un total de 140 millones de pesos a proyectos de conservación, principalmente en las regiones prioritarias del país.

Las regiones prioritarias determinadas por la Conabio incluyen las ANP federales decretadas a la fecha del estudio. La conservación de estos últimos espacios constituye uno de los ejes primordiales de apoyo del FMCN por medio del FANP.

Recuadro 10.5 [*concluye*]

Con base en ejercicios participativos de priorización, la Conanp (en su momento la Unidad Coordinadora de Áreas Naturales Protegidas) y el FMCN coordinaron un proyecto que permitió seleccionar en orden de importancia las 34 áreas protegidas prioritarias para ser financiadas con recursos del Fondo para el Medio Ambiente Mundial. En este ejercicio se utilizaron ocho criterios que incluyen aspectos tanto socioeconómicos como biológicos. A la fecha, el FMCN cuenta con recursos patrimoniales que apoyan 21 de estas 34 áreas naturales protegidas prioritarias y ha destinado un total de 120 millones de pesos a las áreas que se han ido incorporando al FANP desde 1998.

El PPIRA siguió un criterio de prioridad geográfica similar al del FANP durante su primera fase de 1998 a 2003. Destinó recursos para prevención de incendios, manejo de fuegos y restauración de nueve áreas naturales protegidas prioritarias y dos áreas estratégicas por su alta biodiversidad (dentro de las regiones terrestres prioritarias de la Conabio) y la importancia del fuego en las mismas.

En sus casi 11 años, el FMCN ha variado su enfoque programático con base en una lógica de regionalización y priorización estrechamente vinculada con las necesidades del país. Ahora se centra en cuencas hidrográficas prioritarias, 34 áreas naturales protegidas y tres regiones marinas prioritarias (Golfo de California, Golfo de México y Sistema Arrecifal Mesoamericano). Además destina recursos a temas transversales con un enfoque nacional, como en el caso del Programa de Sustentabilidad Empresarial, Energía y Medio Ambiente, y la Iniciativa Mexicana de Aprendizaje para la Conservación. Hoy día más que nunca resulta imprescindible invertir los limitados recursos financieros y el apoyo técnico en la forma más efectiva posible. Los proyectos nacionales de priorización temática y geográfica son, sin duda, la base para encauzar los apoyos de donantes a las necesidades más apremiantes y estratégicas de México.

Un importante reto en materia de regionalización de los esfuerzos de investigación y conservación es el conocimiento detallado de los montos y capacidades que se dirigen a las diferentes ecorregiones y áreas prioritarias. No sabemos con certeza si las mayores cantidades de recursos se concentran en las regiones prioritarias y si en estas existe la capacidad humana e institucional para lograr efectos perdurables. En este sentido cabe señalar que los primeros resultados de la sobreposición de las capas de financiamiento, capacidad humana y prioridad biológica se presentan en el volumen IV de esta obra. Su constante actualización permitirá enfocar aún más los esfuerzos tanto del sector privado, por medio de las organizaciones de la sociedad civil, como del sector público e internacional en aquellos sitios y regiones prioritarias que cuenten con la adecuada capacidad humana e institucional para ejercer recursos económicos y llevar a cabo acciones estratégicas. También permitirá dirigir apoyos puntuales en materia de capacitación y fortalecimiento institucional a los sitios y regiones de alta prioridad biológica que actualmente carecen de capital humano e institucional.

10.5 Perspectivas

Consideramos que las acciones que se deberán promover en el futuro, relacionadas con el establecimiento de prioridades y el uso de los actuales instrumentos de planeación para la conservación de la biodiversidad, se pueden agrupar en tres ámbitos: investigación, financiamiento y gestión pública y administrativa.

Desde el punto de vista de la investigación, es necesario determinar el nivel de conocimiento y estado de conservación de la biodiversidad de las regiones prioritarias completando los inventarios biológicos de los grupos que han sido poco estudiados o de las regiones poco exploradas. También son necesarios los monitoreos ecológicos de las regiones prioritarias, ya que gran parte de los inventarios biológicos que se tienen sobre estas áreas son recuentos históricos de la biodiversidad, basados en los especímenes curatoriales depositados en colecciones científicas y cuya colecta científica no ha sido actualizada. Es imprescindible dar apoyos sustanciales para realizar estudios genéticos, poblacionales y ecosistémicos, los cuales solo se han hecho para unas cuantas especies, para algunas poblaciones locales o bien para ciertos tipos de ecosistemas en regiones muy acotadas geográficamente; los estudios dinámicos espaciales y temporales están muy poco documentados en las regiones prioritarias, así como los procesos ecosistémicos y los servicios ambientales que proporcionan a la sociedad.

En cuanto al financiamiento, consideramos que es indispensable conocer el detalle de los montos que se dirigen a las diferentes regiones y áreas prioritarias, así como la infraestructura física y humana con que cuentan. Con

esta información se podrán enfocar aún más los esfuerzos de los sectores público y privado, así como de agencias internacionales, hacia aquellas regiones prioritarias de alta biodiversidad o poco exploradas que cuenten con grupos académicos que sean capaces de llevar a cabo acciones estratégicas en favor de la conservación de estas regiones y, en caso de que no se cuente con ellos, promover su formación en los ámbitos regional y local, o bien atraer grupos académicos consolidados para que estudien estas regiones. En este sentido, es necesario que los fondos públicos como los que otorgan el Conacyt y la Conabio, conjuntamente con los sectoriales (Semarnat, Conafor y cna), actualicen continuamente las prioridades del sector ambiental y se retroalimenten transversalmente para evitar duplicidades en la aplicación de los fondos o bien para concurrir en proyectos relevantes. Para no perder la vigencia de estas regionalizaciones es importante actualizarlas mediante la constante retroalimentación entre el sector académico, las organizaciones no gubernamentales y el gobierno federal.

Finalmente, consideramos que para que las regiones prioritarias logren su objetivo principal de inducir la conservación de la biodiversidad, es necesario que a las plataformas de incentivos fiscales se integren subsidios económicos, asesorías técnicas y créditos al desarrollo en aquellos municipios y estados que se encuentren en dichas regiones y lleven a cabo programas de conservación. Las regiones prioritarias deben constituir espacios de integración de los instrumentos de conservación que las dependencias federales y estatales implementen en estas regiones en materia ambiental. Consideramos que la designación de una región prioritaria debe ir acompañada de programas que beneficien de forma directa a las poblaciones que en ellas residen y que opten por un modelo de desarrollo social que cuide el ambiente. Esto implica una integración con los mecanismos de gestión del territorio ya existentes como las anp o las áreas prioritarias del Programa de Desarrollo Regional Sustentable de la Conanp.

Agradecimientos

Los autores queremos agradecer al doctor José Sarukhán su amable invitación para participar en este estudio. A los doctores Rodolfo Dirzo, Renée González e Ignacio March agradecemos su tenacidad en la coordinación de la edición de este volumen y a un revisor anónimo le agradecemos sus comentarios a una versión preliminar de este capítulo.

Notas

1 En esta sección se estudian los instrumentos de planeación para la conservación de la biodiversidad empleados por las dependencias federales directamente responsables (Conanp y Conabio). Otras dependencias oficiales del sector ambiental emplean políticas, planes, programas y herramientas que, de manera directa o indirecta, contribuyen a la conservación de la biodiversidad. Por citar algunos ejemplos, el Consejo Nacional Forestal con diversos programas (*e.g.*, Programa Nacional de Reforestación, Programa de Conservación y Restauración de Suelos, Pago por Servicios Ambientales), la Dirección General de Vida Silvestre de la Semarnat, mediante el Sistema de Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (suma), los diversos ordenamientos ecológicos del territorio —regionales y locales— con que cuenta el país o la promoción del manejo integrado y sustentable del agua en cuencas y acuíferos a cargo de la Comisión Nacional del Agua. Otros programas de la administración pública federal han influido, aunque de forma general y no evaluada, en la conservación de la biodiversidad, pero no se analizan aquí.

2 La estimación —a escala 1:50 000— para el caso de los manglares corresponde a 0.39% de la superficie nacional. La superficie de manglares en áreas protegidas (ap) representa 53.84% del total de manglares del país (Conabio 2008). Los datos de popales, tulares y petenes deben tomarse con cautela.

Referencias

Abell, R., D.M. Olson, E. Dinerstein, W. Eichbaum, S. Walters *et al.* (eds.). 1999. *Freshwater ecoregions of North America. A conservation assessment.* Island Press, Washington, D.C.

Aparicio, R. (ed.). 2001. *Chimalapas: la última oportunidad.* World Wildlife Fund-Semarnap, México.

Arizmendi, M.C., y L. Márquez. 2000. *Áreas de importancia para la conservación de las aves (aica).* Cipamex-Conabio-ccn-fmcn, México.

Arriaga, L., E. Vázquez, J. González, R. Jiménez, E. Muñoz *et al.* (coords.). 1998. *Regiones prioritarias marinas de México.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Arriaga, L., V. Aguilar y J. Alcocer (coords.). 2000a. *Aguas continentales y diversidad biológica de México.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Arriaga, L., J.M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez

et al. (coords.). 2000b. *Regiones terrestres prioritarias.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Barbier, E.B. 2002. Institutional constraints and deforestation: An application to Mexico. *Economic Inquiry* **40**: 508-519.

Bassols, A. 1987. *Geografía económica de México.* Editorial Trillas, México.

Brown, J.H., y A.C. Gibson. 1983. *Biogeography.* C.V. Mosby, Saint Louis, Misuri.

Brusca, R.C., L.T. Findley, P.A. Hastings, M.E. Hendrickx, J. Torre Cosío *et al.* 2005. Macrofaunal biodiversity in the Gulf of California (Sea of Cortés), en J.L.E. Cartron y G. Ceballos (eds.), *Biodiversity, ecosytems, and conservation in northern Mexico.* Oxford University Press, Nueva York.

Carrera, E., y G. de la Fuente. 2003. *Inventario y clasificación de humedales en México.* Parte I. Ducks Unlimited de México, A.C, México.

CCA. 2003. Plan estratégico de cooperación para la Conservación de la Biodiversidad de América del Norte. Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte, Montreal.

Coalición para la Sustentabilidad del Golfo de California. 2004. Prioridades de conservación para el Golfo de California. Guadalajara.

Cobi y TNC. 2005. *Plan Ecorregional del Golfo de California.* Comunidad y Biodiversidad, A.C.-The Nature Conservancy, México.

Conabio. 1997. Provincias biogeográficas de México. Escala 1 : 4 000 000. México.

Conabio. 2008. Distribución de manglares en México. Escala 1 : 50 000. Extraído del proyecto DQ056: J. Acosta-Velázquez y M.T. Rodríguez-Zúñiga. 2007. Programa de monitoreo de los manglares de México a largo plazo: primera etapa. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Conabio, Conanp, TNC y Pronatura. 2007a. *Análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad marina de México: océanos, costas e islas.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas-The Nature Conservancy-Programa México-Pronatura, A.C, México.

Conabio, Conanp, TNC, Pronatura y FCF, UANL. 2007b. *Análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad terrestre de México: espacios y especies.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas-The Nature Conservancy-Programa México-Pronatura, A.C.-Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, México.

Conanp y Conabio. 2007. Mapa ANP para los análisis de vacíos y omisiones en conservación. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Conapesca. 2003. *Anuario Estadístico de Pesca 2003.* Comisión Nacional de Pesca, México.

Cox, C.B. 2001. The biogeographic regions reconsidered. *Journal of Biogeography* **28**: 511-523.

Dinerstein, E., D. Olson, J. Atchley, C. Loucks, S. Contreras-Balderas *et al.* 2000. *Ecoregion-based conservation in the Chihuahuan Desert. A biological assessment.* World Wildlife Fund-Conabio-The Nature Conservancy-Pronatura Noreste-Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, Monterrey.

Foster, J., C. Muellerleile, K. Olds y J. Peck. 2007. Circulating economic geographies: Citation patterns and citation behaviour in economic geography, 1982-2006. *Transactions of the Institute of British Geographers* **32**: 295-312.

Galindo-Leal, C. 2006. Naturaleza mexicana (poster-mapa). Día Siete, México

García Mendoza, A., M. Ordóñez y M. Briones-Salas (eds.). 2004. *Biodiversidad de Oaxaca.* Instituto de Biología, UNAM-WWF-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza, México.

García Pérez, P.V. 2000. *La región de la Sierra de Juárez: las propiedades comunales y el desarrollo sustentable.* Semarnap-Procymaf-WWF, Oaxaca.

Gómez-Mendoza, L., y L. Arriaga. 2007. Modeling the effect of climate change on the distribution of oak and pine species of Mexico. *Conservation Biology* **21**: 1545-1555.

Hannah, L., G.F. Midgley, T. Lovejoy, W.J. Bond, M. Bush *et al.* 2002. Conservation of biodiversity in a changing climate. *Conservation Biology* **16**: 264-268.

INE. 2000. *Ordenamiento ecológico marino de la región Mar de Cortés.* Conservation International-Instituto Nacional de Ecología, Semarnap, México.

INEGI. 2005. *Conjunto de datos vectoriales de la Carta de uso actual del suelo y vegetación*, escala 1 : 250 000, Serie III (continuo nacional). Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes.

INEGI, Conabio e INE. 2007. *Ecorregiones terrestres de México.* Escala 1 : 1 000 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Instituto Nacional de Ecología, Semarnat, México.

Jepson, P. 2003. Ecoregions, ecosystem geography, and sustainability. *Journal of Biogeography* **30**: 1465-1465.

Kramer, P., y P. Richards. 2002. *Ecoregional conservation planning for the Mesoamerican Reef.* WWF, Washington, D.C.

López-Gálvez, I.C. 2007. *Priorización de áreas protegidas costeras y marinas en la región del Sistema Arrecifal Mesoamericano.* The Summit Foundation-The Ocean Foundation-Marfund. Diponible en: *<www.marfund.org/procesoymetodologiapriorizacion.pdf>*.

Lourie, S.A., y A.C.J. Vincent. 2004. Using biogeography to help set priorities in marine conservation. *Conservation Biology* **18**: 1004-1020.

Luccarelli, M. 1995. *Lewis Mumford and the Ecological Region. The Politics of Planning.* The Guilford Press, Londres.

Lugo, A.E. 2008. Visible and invisible effects of hurricanes on forest ecosystems: An international review. *Austral Ecology* **33**: 368-398.

Mas, J.A., A. Velázquez, J. Reyes Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, C. Alcántara *et al.* 2004. Assessing land use/cover changes: A nationwide multidate spatial database for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* **5**: 249-261.

Mu, L. 2004. Polygon characterization with the multiplicatively weighted Voronoi diagram. *The Professional Geographer* **56**: 223-239.

Myers, N., R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A.B. da Fonseca y J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**: 853-858.

Olson, D.M., y E. Dinerstein. 1998. The global 200: A representation approach to conserving the Earth's most biologically valuable ecoregions. *Conservation Biology* **12**: 502-515.

Olson, D.M., y E. Dinerstein. 2002. The Global 200: Priority ecoregions for global conservation. *Annals of Missouri Botanical Garden* **89**: 199-224.

Olson, D.M., E. Dinerstein, E.D. Wikramanayake, N.D. Burgess, G.V.N. Powell *et al.* 2001. Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on Earth. *BioScience* **51**: 933-938.

Pierce, S.M., R.M. Cowling, A.T. Knight, A.T. Lombard, M. Rouget *et al.* 2005. Systematic conservation planning products for land-use planning: Interpretation for implementation. *Biological Conservation* **125**: 441-458.

Pretty, J., y D. Smith. 2004. Social capital in biodiversity conservation and management. *Conservation Biology* **18**: 631-638.

Pronatura Noreste, TNC y WWF. 2002. *Ecoregional conservation assessment of the Chihuahuan Desert.* Pronatura Noreste-The Nature Conservancy-World Wildlife Fund.

Ramírez, G. 2003. El Corredor Biológico Mesoamericano en México. *Biodiversitas* **47**: 4-7.

Ramsar. 1971. *Strategic framework and guidelines for the future development of the List of Wetlands of International Importance of the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971).* Disponible en: <*http://ramsar.org/key_guide_list2006_e.pdf*>.

Ramsar. 2008. *The List of Wetlands of International Importance.* Ramsar. Disponible en: <*http://www.ramsar.org/sitelist.*>.

Regan, H.M., L.A. Hierl, J. Franklin, D.H. Deutschman, H.L. Schmalbach *et al.* 2008. Species prioritization for monitoring and management in regional multiple species conservation plans. *Diversity and Distributions* **14**: 462-471.

Rendón, E., J. Pérez, A. Ibarra y C. Galindo-Leal (eds.). 2005. *Memorias del Primer Foro Regional Mariposa Monarca 2004.* Alianza WWF-Telcel, México.

Rzedowski, J. 1980. *Vegetación de México*. Limusa, México.

Semarnap. 2000. Acuerdo por el cual se aprueba la Carta Nacional Pesquera. *Diario Oficial de la Federación,* 17 de agosto de 2000.

Semarnat. 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2001. Protección Ambiental - Especies nativas de México de flora y fauna silvestres - Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio - Lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación,* 6 de marzo de 2002.

Terlouw, K. 2001. Regions in geography and the regional geography of semiperipheral development. *Tijdschrift voor Economische en Sociale Geografie* **92**: 76-87.

Vázquez, L.B., y K.J. Gaston. 2006. People and mammals in Mexico: Conservation conflicts at a national scale. *Biodiversity and Conservation* **15** 2397-2414.

Velázquez, A., J.F. Mas, J.R. Díaz-Gallegos *et al*. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta Ecológica* **62**: 21-37.

Whittaker, R.J., M.B.Araujo, P. Jepson, R.J. Ladle, J.E.M. Watson *et al.* 2005. Conservation biogeography: Assessment and prospect. *Diversity and Distributions* **11**: 3-23.

WWF. 2006. *Programa Golfo de California*. WWF-México, Mexico.

11 Conservación de especies migratorias y poblaciones transfronterizas

AUTOR RESPONSABLE: Rodrigo A. Medellín
COAUTORES: Alberto Abreu-Grobois • María del Coro Arizmendi • Eric Mellink • Ernesto Ruelas • Eduardo Santana C. • Jorge Urbán
AUTOR DE RECUADRO: Eduardo E. Íñigo Elías
REVISORES: Laura Sarti • Cristina Goettsch Mittermeier • Diane Gendron

Contenido

Medellín, R.A., *et al.* 2009. Conservación de especies migratorias y poblaciones transfronterizas, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio.* CONABIO, México, pp. 459-515.

Recuadros

Apéndices

Resumen

La migración se define como un movimiento estacional y cíclico de animales relacionado con los cambios periódicos del clima o la disponibilidad del alimento, o bien para asegurar la reproducción. En casi todos los casos la migración implica movimientos periódicos de un sitio a otro y de regreso al primero.

Este fenómeno se observa en un gran número de especies animales, desde algunos insectos —como la mariposa monarca— y cierta fauna marina como salmones, tiburones ballena y tiburones martillo, hasta mamíferos como las ballenas y algunas especies de murciélagos, pasando por reptiles como las tortugas marinas y muchos grupos de aves (por ejemplo, colibríes, aves de presa, canoras y de ornato, playeras y marinas). Las especies migratorias enfrentan retos particulares para su conservación. La gran diversidad de estas especies, su historia natural y ecología, así como sus rutas migratorias hacen que, en la mayoría de los casos, su conservación sea un asunto de coordinación internacional para proteger las zonas de hibernación y las de veraneo, y los corredores que las conectan. Para conservar las especies migratorias es necesario tomar acciones en prácticamente todo el país, tanto en la parte terrestre como en las aguas marinas territoriales. Esto implica a muchos sectores sociales y diversos intereses.

Los vertebrados superiores (reptiles, aves y mamíferos) conocidos en México incluyen seis especies de tortugas marinas entre ambos litorales. Las aves acuáticas migratorias comprenden un variado universo de especies marinas, playeras, anseriformes, zancudas, de marisma, entre otras. Además, hay especies que utilizan el territorio mexicano como corredor, otras que invernan en el país y algunas más que se reproducen en México y pasan el invierno más al sur. Ordenándolas de acuerdo con el uso principal del hábitat, hay aves de mar abierto, de costas expuestas, de lagunas costeras, de zonas intermareales, de marisma y especies de aguas interiores. Es importante recordar que ninguna de estas clasificaciones constituyen categorías discretas; muchas de ellas usan más de un hábitat y tienen historias de vida complejas y diversas.

En México existen 34 especies de aves rapaces diurnas que migran. La mayoría de estas son de tamaño mediano o grande, y su migración tiene que ver (aunque no de manera absoluta) con la presencia de corrientes termales. Las rutas más utilizadas por las aves rapaces pasan por las planicies costeras del Golfo y del Pacífico, el Istmo de Tehuantepec y la Península de Yucatán. La magnitud de la migración de estas aves varía según cada especie, desde unos cientos de kilómetros hasta más de 10 000, de Canadá hasta Argentina. Aunque la fragmentación y destrucción de sus hábitats son amenazas patentes sobre estas especies, se han identificado otros factores como determinantes de mortalidad significativa. Estos incluyen colisiones con estructuras (cables, edificios) y vehículos, caza incidental, persecución directa y la contaminación (por plaguicidas, metales pesados y otros factores) magnificada por bioacumulación.

De las 57 especies de colibríes que existen en nuestro país, por lo menos 13 llevan a cabo migraciones de gran escala, y las poblaciones de cinco de ellas abandonan completamente el territorio mexicano durante una parte del año. Una de estas especies recorre más de 4 500 km. Muchas otras especies de colibríes realizan migraciones locales o altitudinales. Veinte especies de estas aves están incluidas en la Norma Oficial Mexicana que enlista las especies en riesgo de extinción (NOM-059-SEMARNAT-2001).

Hay un muy alto número de otras especies de aves del orden Passeriformes que tienen poblaciones que realizan migraciones de gran alcance, en particular muchas de las familias Tyrannidae (papamoscas) y Parulidae (chipes y reinitas), pero también algunas representantes de muchos otros grupos. Casi 200 especies de paseriformes son migratorias, y muchas de ellas se encuentran en las listas de especies en riesgo de extinción. Además de las amenazas generales que afectan a muchos grupos migratorios, las paseriformes enfrentan otros riesgos que las hacen aún más frágiles. En particular, el comercio legal e ilegal de aves canoras y de ornato representa una fuente creciente de preocupación que ya alcanza niveles críticos para muchas especies.

En México existen 138 especies de murciélagos, de las cuales por lo menos 19 que pertenecen a tres familias se consideran migratorias. Cinco de estas especies están incluidas en las listas de especies en riesgo de extinción. Muchas de las amenazas que afectan a las aves migratorias también dañan a los murciélagos, aunque hay algunas diferencias importantes. Por ejemplo, en los murciélagos generalmente solo las hembras llevan a cabo migraciones de grandes distancias, debido a que la reproducción de los mamíferos les permite aparearse en las zonas de hibernación y parir en las zonas de veraneo. Esto no sucede con las aves, en las que ambos sexos deben migrar porque el apareamiento y la crianza de los polluelos ocurre en el mismo sitio. Además, los murciélagos enfrentan la seria amenaza de la destrucción de sus cuevas como resultado de vandalismo, ignorancia o intentos mal conducidos de control de murciélagos vampiro. En la actualidad existen iniciativas sólidas con resultados claros de recuperación y estabilización de las poblaciones de murciélagos que se deben seguir apoyando para alcanzar el éxito.

Aunque hay proyectos de conservación con prioridades y estrategias establecidas para los diferentes tipos de especies migratorias, prácticamente no hay coordinación entre los diferentes grupos que trabajan en proteger a estas especies. Es claro que aún se requiere mucha investigación en numerosas líneas de trabajo, y esto implica que debe reconocerse la necesidad de apoyar estas investigaciones y de conservar dichas especies para beneficio de todos.

11.1 Introducción

Las especies migratorias representan un reto particular para la conservación porque dependen de más de una región para su supervivencia, como las áreas de veraneo y de hibernación y los corredores migratorios que las conectan. Así, la conservación de estas especies se convierte en un objetivo multifactorial, multisectorial y multirregional en el que en ocasiones participan varios estados y países. Además, las especies migratorias incluyen grupos taxonómicos muy diversos como tortugas marinas, murciélagos, mamíferos marinos y aves acuáticas marinas y playeras, rapaces, canoras paseriformes y colibríes. Por estas razones decidimos presentar esta información desde una perspectiva taxonómica organizada filogenéticamente, aun cuando dentro de cada grupo se presentan patrones específicos diferenciados respecto a su biología, prácticas de migración y necesidades de conservación que impiden el uso de un formato uniforme para tratar a todos los grupos.

11.2 Tortugas marinas

11.2.1 El reto de un ciclo de vida complejo

Muchos reptiles realizan migraciones en las que los reproductores se desplazan desde y hacia los sitios de anidación, pero ninguna se compara con las que llevan a cabo las tortugas marinas que se trasladan cientos o miles de kilómetros. Básicamente existen dos tipos de migraciones en estas especies, relacionadas con cambios ontogenéticos que sufren los organismos. En las primeras fases, los neonatos y luego juveniles se incorporan al medio marino y comienzan migraciones pasivas, arrastrados por los grandes sistemas oceánicos que actúan como criadero y favorecen su supervivencia por las bajas densidades de sus depredadores (Musick y Limpus 1997). El tiempo de permanencia en esta fase oceánica varía entre especies, aunque es de varios años, y justamente estas diferencias definen las distancias de desplazamiento entre los sitios de nacimiento y los hábitats comúnmente costeros o neríticos a los que llegan en el periodo juvenil tardío. En el caso extremo de la tortuga caguama (*Caretta caretta*), la dispersión puede abarcar el traslado de una margen de un océano (Atlántico o Pacífico) a la otra, en donde permanece hasta su maduración; en el otro extremo, la tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*) alcanza a menor edad el estadio nerítico y su desplazamiento al parecer no es tan amplio como el de la caguama.

Los juveniles tardíos de las tortugas marinas adquieren capacidad de desplazamiento independiente y pueden migrar durante su desarrollo entre varios hábitats intermedios, en aguas costeras para la mayoría de las especies, hasta alcanzar la madurez sexual y emprender la migración a su sitio de reproducción, que es justamente el mismo donde nacieron (conducta de filopatría). Para ello requieren playas de anidación para incubar sus huevos, lo que representa su única relación reptiliana con los ambientes terrestres. Así comienzan los ciclos de migraciones reproductivas que realizan las tortugas maduras de manera periódica (de uno a cinco años dependiendo de la especie) entre sus sitios de alimentación y de anidación (Miller 1997). La distancia y ubicación de los hábitats de alimentación con respecto a los de reproducción varían entre especies, pero en buena medida son consecuencia de los desplazamientos por dispersión en los grandes sistemas de corrientes durante las etapas oceánicas, sus desplazamientos entre hábitats intermedios de desarrollo y la fijación a sitios finales de alimentación de la fase adulta, a los que fielmente regresan una vez que termina la anidación (Broderick *et al.* 2007).

Este ciclo de vida, en extremo complejo y ampliamente distribuido, ha conferido a las tortugas marinas la capacidad de adaptarse y explotar de manera oportunista hábitats en amplias extensiones geográficas, aunque típicamente dentro de regiones tropicales y subtropicales (con excepción de la tortuga laúd, *Dermochelys coriacea*). Desafortunadamente, la conformación de agregaciones para la reproducción y corridas por rutas migratorias de manera periódica y predecible, desde la prehistoria las ha expuesto a la sobreexplotación (Frazier 2003), provocando el colapso de la mayoría de las poblaciones, por lo que actualmente todas se encuentran incluidas en la *Lista roja de especies amenazadas* de la IUCN (2007).

Por las grandes extensiones espaciales del ciclo de vida completo, el prolongado desarrollo característico de las tortugas marinas es un reto difícil de resolver para su conservación. Se requiere un gran esfuerzo para proteger todos sus hábitats. Al desplazarse a través de múltiples ambientes, muchos de los cuales se localizan en aguas territoriales de varios países y en aguas internacionales, crecen los factores de riesgo (naturales y antropogénicos) a los que se exponen a lo largo de su desarrollo. Su lento crecimiento y maduración tardía (entre 10 y 30 años, dependiendo de la especie) las hace particularmente vulnerables, incluida la explotación que se concentra en las

fases de inmaduros y adultos (Musick 2001), ya que requieren altas tasas de sobrevivencia en las etapas tardías para que alcancen crecimientos poblacionales positivos, o por lo menos estables (Crouse 1999; Heppell *et al.* 2003). Por otro lado, cada colonia anidadora tiende a comportarse como una unidad poblacional reproductivamente independiente, lo que significa que las colonias que sufren merma o colapsos por cualquier causa (natural o antropogénica) no pueden recuperarse mediante un reclutamiento natural proveniente de poblaciones externas, por lo menos no dentro de las escalas de tiempo relevantes para fines de manejo (Bowen y Avise 1996; McClenachan *et al.* 2006).

11.2.2 Iniciativas de conservación en ámbitos nacionales e internacionales

A pesar de que se ha avanzado mucho en la conservación de las tortugas marinas, persisten factores de presión que las mantienen catalogadas como especies amenazadas. Los de mayor importancia son: *1*] la extracción directa (ahora ilegal en casi todos los países), particularmente cuando se relaciona con el tráfico internacional de productos y subproductos; *2*] la captura y mortalidad incidental en pesquerías; *3*] una prolongada y persistente extracción de huevos y hembras en playas de anidación; *4*] la destrucción, contaminación o degradación de sitios de alimentación, y *5*] la transformación o destrucción de playas de anidación por desarrollos costeros (National Research Council 1990). Solo recientemente el calentamiento global es un factor que recibe atención, aunque en el futuro puede afectar la proporción sexual de las crías ya que la temperatura define el sexo en estas especies, además de que acelera la pérdida de playas de anidación, destrucción de arrecifes de coral y otros daños severos a los hábitats marinos de las tortugas y a los procesos oceanográficos básicos de los cuales dependen (MTSG 2008).

La evidente complejidad de estas especies requiere acciones sistemáticas, de largo plazo, unificadas y coordinadas entre los distintos actores (diferentes niveles de gobiernos nacionales, organizaciones y acuerdos multilaterales, académicos, ONG, sociedad civil e iniciativa privada) a lo largo del amplio espacio que abarcan las poblaciones. Pero también es necesario conocer la ubicación de los hábitats críticos de cada unidad demográfica para implementar monitoreos y protección a largo plazo. Las acciones también deben estar al amparo de una normatividad de protección al ambiente y las especies, acorde con las características y necesidades de las tortugas marinas, con control eficaz y cumplimiento. Localmente se debe hacer conciencia acerca de la problemática de las especies entre la sociedad civil e integrar a las comunidades con actividades relacionadas con las tortugas marinas en programas de protección, manejo e investigación.

A México llegan seis de las siete especies de tortuga marina y todas se consideran especies en peligro en la NOM-059-SEMARNAT-2001 (Semarnat 2002), debido a que han sido sobreexplotadas y afectadas por los mismos factores en otras regiones de su distribución. En el transcurso de las últimas cuatro décadas, en México las tortugas marinas pasaron de ser un recurso abierto a la explotación industrial a especies en veda temporal y al final permanente como especies prioritarias en régimen de protección. Prácticamente en ese mismo lapso, las poblaciones en el país se desplomaron y, después de una serie de acciones de conservación a lo largo de los últimos 30 años, se comienzan a ver señales de recuperación en algunas, aunque no en todas las especies. Las iniciativas de conservación se han centrado en los puntos mencionados antes, no siempre de manera sistemática, pero con especial énfasis en adecuaciones en el marco normativo y su aplicación, así como en acciones de protección a las especies directamente en sus playas de anidación, por parte de diferentes sectores.

Entre las primeras acciones en materia normativa para enfrentar la crisis de las poblaciones se encuentran las vedas parciales y temporales, como las de 1972 y 1973, para todas las especies; la prohibición de explotación de las especies, en particular aquellas en peligro de extinción, como las tortugas lora y carey a finales de esa década, y la eliminación de permisos para pesca de tortuga marina a principios de los ochenta. En 1986 se emitió el decreto que determinó que las 17 playas que entonces se consideraban las más críticas para la conservación de las especies, fueran consideradas zonas de reserva y sitio de refugio para la conservación, repoblación, desarrollo y control de tortugas marinas (*DOF* 1986), y 16 de esas playas se consideraron santuarios en 2002 (Semarnat 2002a). Estas ahora son parte de las áreas naturales protegidas de la Conanp en la categoría de "Santuarios". Como no es posible controlar las capturas ni revertir las bajas poblacionales, en 1990 se optó por declarar una veda permanente para la explotación y comercio de todas las especies de tortugas marinas, sus productos y subproductos (Secretaría de Pesca 1990). Por otro lado, a raíz de que la pesca de arrastre camaronero representaba la principal amenaza para algunas de las especies cuyas áreas de alimentación coinciden con las de esta actividad, como las tortu-

gas lora y caguama (véase el apartado 11.2.3), se decretó el uso obligatorio de dispositivos excluidores de tortugas (DET) en los barcos camaroneros (Secretaría de Pesca 1993), con un decreto específico para el Pacífico (Semarnap 1996). También se han presentado cambios en la legislación y se emitieron nuevas normas con apartados y consideraciones para especies como las tortugas marinas, en particular cambios en el Código Penal (Art. 420) que adiciona un capítulo de delitos ambientales. Para evitar lagunas en el control y cumplimiento de normativas en materia de conservación de las tortugas marinas, en 1993 se creó la Comisión Intersecretarial para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas, junto con su Comité Nacional encargado de asesorar y promover iniciativas en el ámbito nacional. Desafortunadamente, esta comisión ha estado inactiva durante más de 10 años y continúa sin siquiera reunirse. El Programa de Conservación de la Vida Silvestre y Diversificación Productiva en el Sector Rural de 1997 contiene una estrategia de conservación y recuperación de especies prioritarias, incluidas las tortugas marinas. Estas se clasificaron como especies en peligro en la NOM-059-ECOL-1994, y continuaron así en revisiones subsecuentes. Comúnmente, en los Decretos y Planes de Manejo de las Áreas Protegidas en las que aparecen estas especies, se incluyen diversos apartados sobre su protección. La NOM-029 para la pesca de tiburón contiene importantes consideraciones para garantizar la protección y rescate de tortugas marinas afectadas por esta actividad (Sagarpa 2007). Lo anterior proporciona un contexto normativo básico que legaliza la obligatoriedad de proteger a las tortugas marinas y sus hábitats en el territorio nacional.

La principales acciones que se aplican en México para proteger a las tortugas marinas se han logrado mediante: *1*] la identificación de las principales playas de anidación de las distintas especies y *2*] el establecimiento de "campamentos tortugueros" durante las épocas de anidación para monitorear y proteger tanto tortugas anidantes como nidadas. En la mayoría de las playas es necesario el patrullaje para evitar el saqueo (que aún es frecuente) y, en la mayoría de los casos, los huevos se deben trasladar a sitios protegidos para su incubación. Esta operación también es necesaria cuando las nidadas se encuentran en sitios expuestos a riesgos naturales de inundación. Asimismo, los campamentos se han convertido en una parte importante de los programas de difusión para promover el conocimiento de la problemática de conservación de las tortugas marinas entre los lugareños. Actualmente se tienen registrados alrededor de 200 campamentos en ambos litorales del país que atienden los principales sitios de anidación de todas las especies. Los programas que financian y proporcionan recursos humanos a estos programas provienen de diversos sectores: gubernamental (ahora a cargo de la administración de la Conanp), asociaciones civiles, iniciativa privada (principalmente hoteles), gobiernos locales, asociaciones comunales y universidades.

En el ámbito internacional, México se ha comprometido mediante diversos instrumentos legales de importancia a la conservación de las tortugas marinas, de los cuales aquí se incluyen solo los más relevantes y que se aplican en nuestra región. Uno de estos es la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (Cites), a la que se adhirió México en 1992 y en la que todas las especies de tortugas marinas quedan incluidas en el Apéndice I, especies para las que se prohíbe su comercio internacional. México gestionó desde 1994, y posteriormente en 2001 ratificó, su adhesión a la Convención Interamericana para la Conservación y Protección de las Tortugas Marinas, que promueve entre los países del continente americano la protección, conservación y recuperación de las poblaciones de tortugas marinas y de los hábitats de los cuales dependen, sobre la base de los datos más fidedignos disponibles y considerando las características ambientales, socioeconómicas y culturales de los firmantes.

Otras iniciativas de investigación, de asesoría y foros de intercambio científico nacionales e internacionales incluyen los programas de investigación y conservación en el ámbito nacional operados por organismos gubernamentales: el del Instituto Nacional de Pesca creado en 1964 y en operación hasta la transferencia del programa a la Dirección General de Vida Silvestre y posteriormente a la Conanp; el de la entonces Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (Sedue) en los noventa; un convenio de colaboración suscrito en 2003 entre Michoacán, Guerrero y Oaxaca para elaborar y establecer medidas conjuntas para la recuperación de la tortuga laúd del Pacífico oriental y de sus hábitats, hasta el Programa para la Recuperación de Especies Prioritarias, enfocado a las tortugas marinas. También existen programas específicos de colaboración binacional, como el que se lleva a cabo con Estados Unidos para la conservación e investigación de la tortuga lora (desde 1978) y la tortuga laúd (desde el año 1996) (véase el apartado 11.2.3).

De manera general, las acciones de conservación realizadas en México han logrado avances importantes, como se demuestra en los análisis de las tendencias de las espe-

cies en la siguiente sección. Sin embargo, se debe reconocer que aún persisten prácticas arraigadas de explotación.

Una novedosa iniciativa de conservación estrechamente ligada con la participación de comunidades de pescadores ha surtido efecto en la zona del noroeste, donde persiste la captura ilegal de tortugas en cantidades cercanas a 35 000 tortugas/año (Gardner y Nichols 2001). La organización denominada Grupo Tortuguero de las Californias utiliza este animal como especie emblemática y sus tres componentes principales son: *1*] construcción de una red de conservación entre los pescadores tradicionales; *2*] investigación participativa para adquirir conocimiento sobre la biología de las especies, y *3*] uso de comunicación y educación estratégicas para promover una ética de conservación del ambiente marino en general (Delgado y Nichols 2005). Con tal metodología este proyecto ha logrado avances significativos que deberán ser emulados en otras regiones del país, no solo para fomentar la reducción en la explotación de las tortugas marinas, sino también para acumular información sobre parámetros básicos de las poblaciones en hábitats de alimentación que no se habría logrado de otra forma.

11.2.3 Estado de conservación de las especies en México

La forma ideal para obtener evaluaciones confiables del estado de las especies requiere información extensa sobre el tamaño, estructura y cambios en el número de individuos a lo largo del tiempo. Para el caso de tortugas marinas no se cuenta con esa información, sobre todo por su amplia distribución geográfica, la alta movilidad migratoria de los animales y porque la presencia de diferentes estadios de las especies es discontinua. Aun así, se han intentado aproximaciones comparando el tamaño de las poblaciones en el pasado cercano por medio de los registros de capturas y, más reciente todavía, a partir de censos del número de nidos que se obtienen en los programas de conservación. En México se cuenta con algunas de las series de tiempo más prolongadas sobre este parámetro en el mundo y con ellas se pueden calcular cambios confiables en el tamaño de las poblaciones, siempre y cuando los trabajos se realicen en periodos de una o más décadas y la cobertura sea más o menos constante. La relación entre estas mediciones y el tamaño absoluto de la población a partir de estos valores es complicado porque: *a*] con frecuencia los censos no representan todos los nidos puestos, solamente los que se protegen; *b*] cada hembra anida varias veces durante la temporada de reproducción; *c*] los ciclos de anidación de las hembras típicamente son multianuales y en ocasiones varían, y *d*] no se obtiene información demográfica sobre los estadios de inmaduros, machos adultos y las hembras reproductivamente inactivas. No obstante, el empleo de los censos de nidos como índice de abundancia relativa es el método más utilizado para estimar tendencias poblacionales y con ello deducir la condición de las especies. El número de nidos depositado anualmente, de todas maneras, puede relacionarse con el número de hembras que están anidando si se divide el número promedio de nidos, un dato conocido para cada especie.

Tortuga golfina

La tortuga golfina, *Lepidochelys olivacea*, es la especie más abundante y con más sitios de anidación sincrónica y masiva en las llamadas "arribadas". México contiene más poblaciones de esta especie que cualquier otro país y algunas de las arribadas más numerosas. De acuerdo con datos extraoficiales, entre 1965 y 1975 en México se extrajeron entre 75 000 y 100 000 tortugas al año (Eckert 1993), o entre 1.5 y 2 millones de tortugas en dicho periodo (Briseño-Dueñas 1998), principalmente reproductoras de golfinas. Esto causó la casi total desaparición de las dos colonias que efectuaban arribadas en Jalisco y Guerrero (Márquez 1976). Teniendo en cuenta que las migraciones de golfinas mexicanas alcanzan aguas de Ecuador, la captura allá fue de 100 000 a 148 000 individuos por año durante la década de 1970 (Green y Ortiz-Crespo 1982), lo cual también debió afectar a las poblaciones de México. Al mismo tiempo se desarrolló la explotación y comercio a gran escala del huevo de tortuga golfina a lo largo de todo el litoral.

A principios de los años ochenta, en Ecuador se prohibió la explotación de las tortugas marinas, y por ese entonces en México se aplicaron diversas medidas: *1*] las normas y mecanismos de inspección y vigilancia dirigidos a proteger las especies de tortugas marinas y sus hábitats de reproducción, sobre todo la veda total de 1990 (Secretaría de Pesca 1990) y el decreto de Zonas de Reserva (*DOF* 1986) que abarca 13 de las playas de anidación de la golfina; *2*] el establecimiento del uso obligatorio de dispositivos excluidores de tortugas (DET) en el Pacífico en 1996; *3*] la instalación de campamentos de conservación e investigación de las especies en playas de anidación, y *4*] los programas nacionales para la conservación e investigación de tortugas marinas.

En la actualidad las poblaciones de golfina muestran

sólidas señales de una recuperación incipiente, con tendencias poblacionales estables o incrementos consistentes, medidos de acuerdo con el número de nidos por temporada en las playas de anidación (Márquez *et al.* 1998). No obstante la severa explotación que se dio durante los sesenta, en la población que anida en Escobilla, Oaxaca, se observó una recuperación en el número de nidos de menos de 60 000 nidos/año en 1988, a más de un millón de nidos/año en 2000 (Peñaflores-Salazar *et al.* 2001; véase Fig. 11.1a y b), es decir, se regularizaron las arribadas masivas (Peñaflores-Salazar *et al.* 2001; Márquez *et al.* 1998). Con estas dimensiones, la población de Escobilla se convierte en una de las colonias de golfinas más grandes del mundo.

Es incuestionable que el estado de conservación de la tortuga golfina ha mejorado. Sin embargo, de las cuatro colonias de arribada, tres de ellas (Tlalcoyunque, Mismaloya y Chacahua; figura 11.1a) nunca recuperaron los niveles poblacionales históricos, y para colonias de anidaciones de baja densidad se puede inferir de manera preliminar que eran bastante más grandes de lo que ahora se reporta (Fig. 11.1b).

Estas son señales de que la condición de la especie en general ha mejorado sustancialmente, mismas que se reflejan en diversas colonias de arribada en el Pacífico oriental, lo cual permitió una reclasificación reciente en la lista roja de la UICN de la categoría de amenazada en 1996 a vulnerable en todo el mundo (Abreu-Grobois y Plotkin 2007). Evidentemente está fuera de peligro inminente de extinción pero su eliminación de las listas de especies en riesgo aún es prematura, pues su condición de incipiente recuperación requiere mantener las actuales medidas de protección.

Tortuga lora

La tortuga lora (*L. kempii*) tiene una distribución reducida y es probable que sea la que ha sufrido una de las disminuciones poblacionales más dramáticas observadas en cualquier animal. Hasta la década de 1940 esta tortuga era abundante en el Golfo de México. Sin embargo, una prolongada extracción en playa de más de 90% de los huevos (Hildebrand 1963; 1981; Márquez 1994), la matanza en playas de anidación y la captura incidental en hábitats marinos por embarcaciones de pesca en aguas tanto nacionales como de Estados Unidos (Márquez 1976) a finales de los años cuarenta y principios de los cincuenta (USFWS-NMFS 1992) diezmaron la población antes de que se integraran los programas de protección en playa iniciados en 1966. Actualmente la pesca incidental es la principal fuente de mortalidad (Shaver 1995), la cual se estima entre 500 y 5 000 tortugas lora al año en décadas pasadas (National Research Council 1990). El número de hembras anidadoras decreció a menos de 750, más de 98%, entre 1940 y 1990 (USFWS-NMFS 1992). Las medidas de protección para la especie comenzaron en 1966 con el establecimiento de un campamento para la conservación en la Playa Rancho Nuevo. En 1973 se publicó el decreto de veda total de explotación de la tortuga lora y en 1977 se declararon 17.5 km de playa como zona de reserva natural en Rancho Nuevo, Tamaulipas, para posteriormente incorporarla al decreto de zonas de reserva y sitio de refugio (*DOF* 1986), que además de proteger el hábitat de anidación prohibió la aproximación de barcos arrastreros a menos de cuatro millas marinas frente a la playa, lo que redujo considerablemente la captura de reproductores durante la temporada de desove. A partir de 1978 se estableció un programa binacional entre el U.S. Fish and Wildlife Service (USFWS) y el Instituto Nacional de Pesca al principio, y ahora con la Conanp, para incrementar la cobertura y extensión geográfica de conservación. Paralelamente, en Estados Unidos se criaron en condiciones artificiales neonatos de tortuga lora provenientes de Rancho Nuevo, para después liberarlos en el medio natural, y se transfirieron crías y huevos de Rancho Nuevo para ser "improntados" en playas de Padre Island, Texas, con la intención de reiniciar una antigua colonia de la especie en ese lugar. Sin embargo, una de las iniciativas más efectivas ha sido la implementación de los DET.

Aun con estas acciones de conservación, la población continuó disminuyendo hasta llegar al número mínimo de anidaciones entre 1985 y1987. Entonces se estabilizó la población y empezó a aumentar (Fig. 11.2). Se supone que los incrementos se debieron a una combinación de: *a*] protección en playa de huevos y hembras desde 1966; *b*] prohibiciones de captura de esta especie en ambos países; *c*] exclusión de arrastres camaroneros frente a la playa durante la época de anidación a partir del decreto de zona de refugio (*DOF* 1986); *d*] incrementos en la cobertura de protección para las playas de anidación a más de 120 km solo en Tamaulipas, y *e*] identificación de la pesca por arrastre como la mayor amenaza y uso obligatorio de DET en la flota camaronera de Estados Unidos a partir de 1992 y en la mexicana del Golfo de México desde 1994. Además de los incrementos continuos en todas las playas de anidación de la especie en Tamaulipas (Fig. 11.2) posteriores a 1990, también se regularizaron las arribadas (Márquez *et al.* 1998) y aumentaron las anidaciones

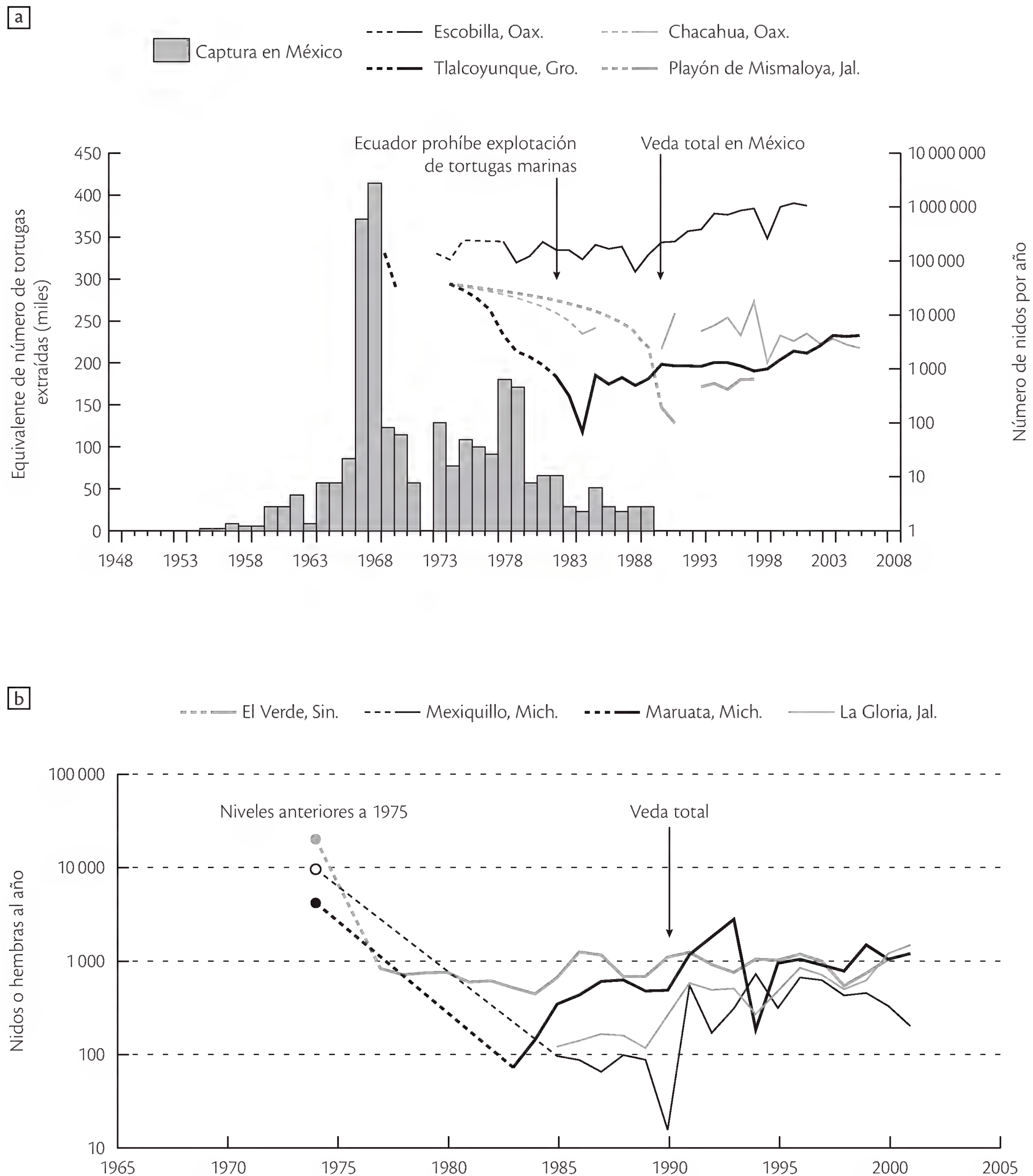


Figura 11.1 Tendencias en series cronológicas prolongadas para poblaciones representativas de colonias de tortuga golfina. ***(a)*** Cuatro colonias de arribada (escala logarítmica): Playón de Mismaloya, Jal.; Piedra de Tlalcoyunque, Gro.; Escobilla y Chacahua, Oax. [Montoya (1967, 1969); Márquez *et al.* (1976); Casas-Andreu (1978); Villa-Guzmán (1980); Briseño-Dueñas y Abreu-Grobois (1994); Márquez *et al.* (1998); Peñaflores-Salazar *et al.* (2001); Aguilar-Reyes (2007)], comparando con los niveles de captura comercial para el periodo 1964-1990; las líneas punteadas indican valores históricos [Montoya (1969); Márquez *et al.* (1976); Casas-Andreu (1978); Villa Guzmán (1980)] del número de hembras y se incluyen para una comparación cualitativa. ***(b)*** Cuatro colonias representativas de anidaciones de baja densidad (escala logarítmica): El Verde, Sin.; La Gloria, Jal.; Mexiquillo y Maruata, Mich. [Márquez *et al.* (1976, 1998); Peñaflores-Salazar *et al.* (2001); L. Estrada, DGVS, com. pers.; D. Ríos com. pers.; F. Silva-Bátiz y A. Trejo, UDG, com. pers.]; las líneas punteadas indican valores históricos del número de hembras/año y se incluyen para una comparación cualitativa.

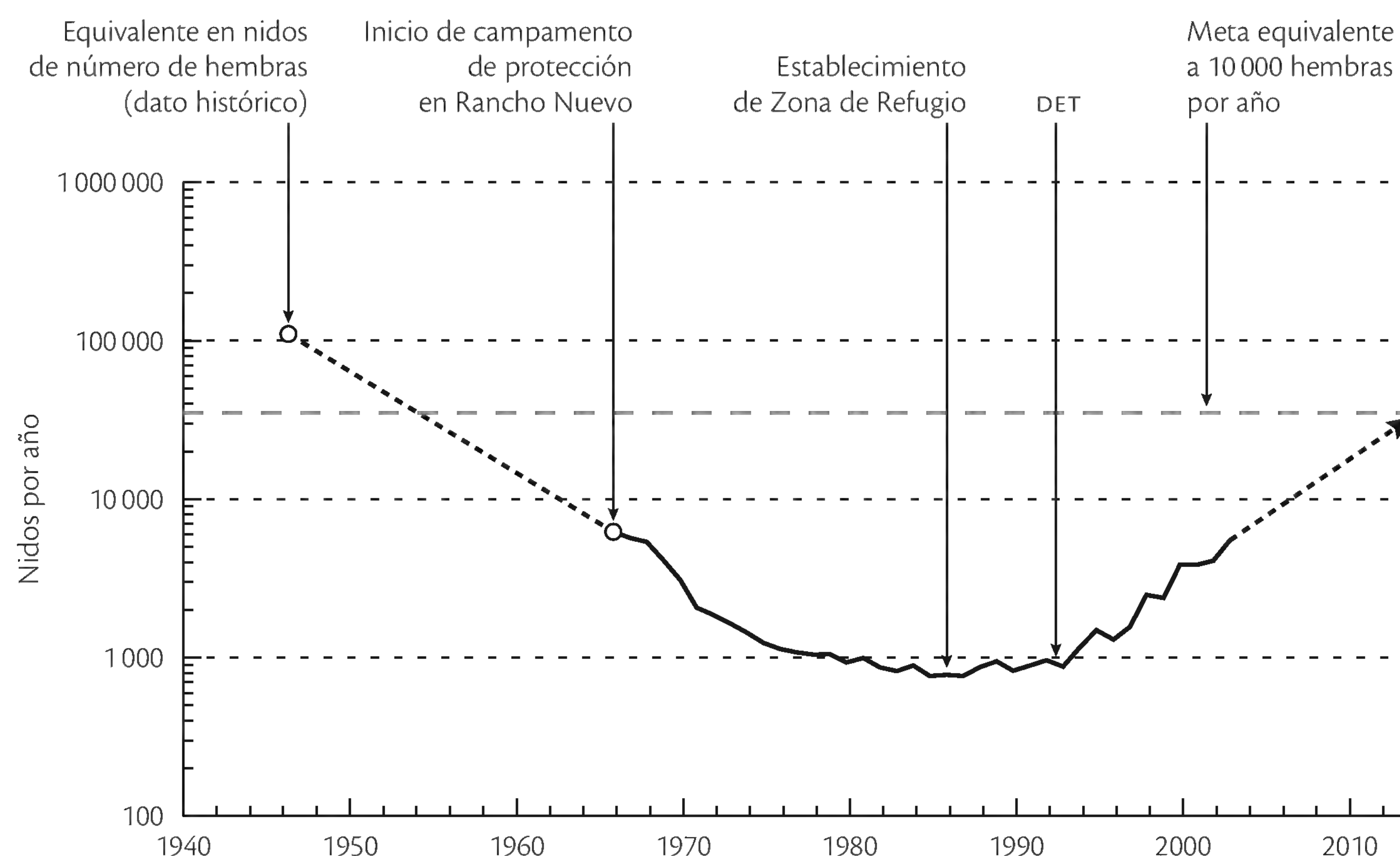


Figura 11.2 Tendencias en la anidación de la tortuga lora en Rancho Nuevo, Tams. [datos de USFWS-NMFS (1992); Márquez (2001), y Semarnat/DGVS com. pers.], con anotaciones de eventos significativos para la conservación de la especie. La flecha punteada indica proyecciones de modelos poblacionales (Turtle Expert Working Group 2000 y S. Heppell com. pers.). El número de 10 000 hembras anidantes/año ha sido adoptado como una de las metas en el Plan de Recuperación de la Tortuga Lora (USFWS-NMFS 1992) que ahora suscriben México y Estados Unidos.

en playas secundarias de la especie en los estados de Tamaulipas, Veracruz y Campeche, así como en la costa de Texas. Según el modelo de crecimiento poblacional de la tortuga lora, y suponiendo que se mantienen las medidas de protección, podría continuar la actual tasa de crecimiento poblacional de 16% anual (Heppell *et al.* 2005 y com. pers.) y alcanzar una de las principales metas del plan de recuperación (USFWS-NMFS 1992): 10 000 hembras anidantes al año (figura 11.2). Esto equivale a unos 27 000 nidos/año y se podría lograr alrededor el año 2015 (Turtle Expert Working Group 2000). Si se consigue esto junto con los demás objetivos del plan (lo cual parece factible), permitiría por primera vez la transferencia de una especie de tortuga marina de la categoría críticamente amenazada a amenazada, fruto de los esfuerzos de conservación binacionales prolongados a lo largo de más de cuatro décadas.

Tortuga caguama

La población de caguama, *Caretta caretta*, que anida en la costa oriental de México es solo una de cinco unidades demográficas en el Atlántico identificadas por su constitución genética (Encalada *et al.* 1998). Anida principalmente en playas de Quintana Roo y la isla de Cozumel; a mediados de la década de los noventa alcanzó entre 1 500 y 2 300 anidaciones por año (Zurita *et al.* 1993) y probablemente poco más de 2 500 anidaciones en esta costa alrededor del pico de abundancia observado en 1995. En la actualidad son escasas en Veracruz (menos de cinco al año; R. Bravo, com.pers.) y en años recientes no se ha registrado ninguna en Campeche y Yucatán (V. Guzmán, E. Cuevas, com. pers.), donde las anidaciones son característicamente escasas. En total, la población de México se considera de importancia "intermedia" en la región Atlántico-Caribe: entre 1 000 y 5 000 anidaciones/año, es decir, de 3 a 5 por ciento de las anidaciones de la población más abundante del Atlántico que desova en el sur de Florida (entre 49 000 y 83 000 nidos/año; Ehrhart *et al.* 2003). Además de la prolongada extracción de huevos, esta especie fue objeto de una explotación comercial hasta la década de 1980 por su carne y aceites (Márquez *et al.* 1976). Es imposible conocer la abundancia histórica de la especie. Sin embargo, en el ámbito nacional se registraron extracciones de 10 y hasta 200 toneladas/año en el periodo 1961-1973 (Márquez 1976), con valores máximos en el lapso de 1961 a 1964 y un promedio de unas 40 toneladas/año equivalentes a más de 500 individuos adultos/

año. Para 1981, cuando se eliminaron los permisos de pesca en el Golfo y Caribe, ya se habían desplomado las poblaciones por sobreexplotación (Zurita *et al.* 1992). La declaración e implementación de la Veda Permanente para Tortugas Marinas de 1990 (Secretaría de Pesca 1990) finalmente eliminó la pesca comercial como principal fuente de mortalidad en el país. No obstante, la captura incidental en la pesca por arrastre representa una fuente significativa de muerte. En esta, 89% de las tortugas atrapadas son caguamas (Márquez 2004). Antes del uso obligatorio de DET, por estas actividades se estimó una mortalidad de entre 5 000 y 50 000 caguamas al año, solamente en Estados Unidos (National Research Council 1990). Los DET se implementaron de manera regular en la flota camaronera de Estados Unidos en 1992 y en 1993 en la de México.

Si bien nunca se ha podido demostrar cuánto daño han causado las pesquerías de Estados Unidos sobre las poblaciones mexicanas, los análisis de composición genética para agregaciones de caguama a lo largo de las costas estadounidenses en el Golfo de México y estados del SE indican una contribución de 6 a 9 por ciento (Bass *et al.* 2004), lo que parece sugerir que las pesquerías de Estados Unidos han afectado a las poblaciones mexicanas. Esto hace suponer que las abundancias registradas a partir de 1987 en Quintana Roo deben ser remanentes de una población fuertemente colapsada en años anteriores, aunque aún falta evidencia científica sólida para demostrarlo.

Actualmente, diferentes sectores participan en acciones de protección a la tortuga caguama en Quintana Roo. Por medio de campamentos de conservación en 62 playas de anidación del estado (Maldonado 2005), se cubre casi la totalidad de los sitios de reproducción, transfiriendo las nidadas a zonas protegidas para su incubación.

Sin embargo, aún persiste la captura accidental en pesca (anzuelos y redes), así como la pérdida o transformación de los hábitats de anidación por desarrollos turísticos. Es posible que se hayan logrado incrementos importantes en la abundancia de la especie (Zurita *et al.* 2003; Fig. 11.3), pero en el periodo 2001-2005 se han observado disminuciones (Arenas-Martínez 2005; Fig. 11.3) posiblemente relacionadas con la captura incidental de tortugas de Florida por palangres del Atlántico oriental (Witherington *et al.* 2009). Si este daño se comprueba, se haría extensible a la población de Quintana Roo, pues estudios genéticos en las Azores y Madeira indican una presencia de 10% de estas poblaciones (Bolten *et al.* 1998). Aún es prematuro determinar si las tendencias negativas de la caguama continúan, pero quienes están a cargo de los programas de conservación están atentos a esta posibilidad. Los desarrollos en playas de la costa de Quintana Roo constituyen amenazas que pueden afectar su éxito reproductivo. Una buena conservación de la especie requerirá un conjunto de medidas para mantener la calidad del hábitat de reproducción en las playas de anidación, así como acciones y medidas para reducir la mortalidad durante las etapas juveniles en hábitats pelágicos de aguas internacionales y de otros países. Sin ambas acciones, los

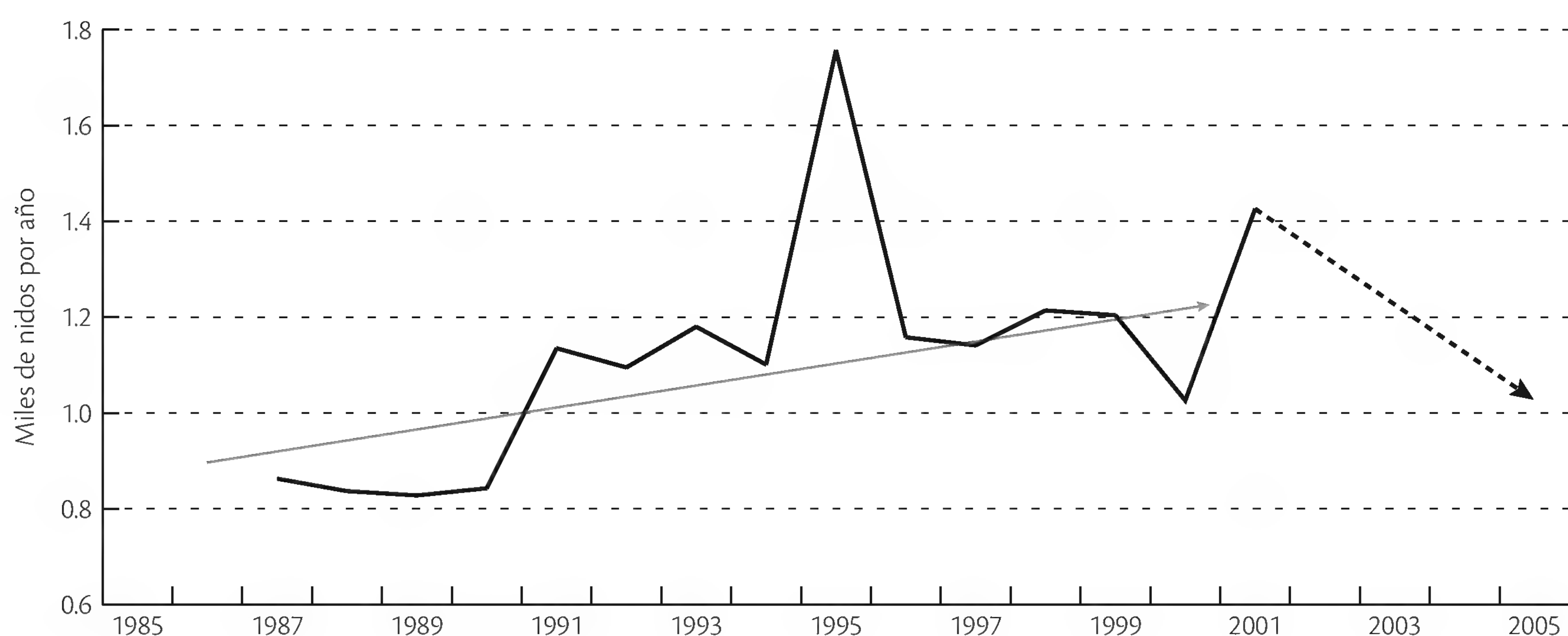


Figura 11.3 Tendencias positivas en las anidaciones anuales de la población de caguama, de acuerdo con el monitoreo en siete playas índice en la costa central de Quintana Roo, 1986-2001 (Zurita *et al.* 2003). Las disminuciones registradas en los últimos cuatro años (línea punteada; Herrera 2005) podrían estar ligadas a impactos en hábitats fuera de México.

resultados de los proyectos en el país podrían verse debilitados o neutralizados.

En la costa occidental, la especie permanece en aguas de la Península de Baja California solamente durante una fase de alimentación y desarrollo de juveniles, previo a la maduración sexual. El origen de estas caguamas, y los hábitats a donde regresan después de su estancia en aguas mexicanas, son las playas de anidación del Japón (Bowen *et al.* 1995). No solo esta población de caguama está drásticamente reducida y en declinación (Kamezaki *et al.* 2003), también en la pesquería del Puerto Adolfo López Mateos, BCS, ocurre una mortalidad por pesca incidental en redes agalleras (particularmente para lenguado) estimada en alrededor de 1 800 tortugas caguamas/año (Peckham *et al.* 2007), lo que constituye un evidente factor de riesgo significativo y obstaculiza cualquier recuperación. En la región ya existen iniciativas para reducir la pesca incidental por medio de campañas de concientización, modificaciones en las redes y cierre de la pesca en tiempos y áreas críticas (*Ibid*). No obstante, los efectos en México se suman a la modificación de hábitats de anidación en el Japón y a la mortalidad por pesca incidental en otras etapas de su ciclo de vida (Kamezaki *et al.* 2003).

Tortuga verde o blanca (Atlántico) y prieta (Pacífico)

Atlántico

La tortuga verde o tortuga blanca, *Chelonia mydas*, anida en playas del Atlántico mexicano desde Tamaulipas hasta Quintana Roo, pero las mayores concentraciones ocurren en las costas de Quintana Roo y Yucatán. Recientemente, el total de anidaciones anuales de la especie en el país rebasó 8 500 nidos (equivalente a 2 800 hembras anidantes/año), esta cifra se obtuvo con base en la suma de los nidos protegidos en el año 2005 en Veracruz (R. Bravo, com. pers.), Campeche (V. Guzmán, com. pers.), Yucatán (E. Cuevas, com. pers.) y Quintana Roo (A. Arenas, com. pers.), lo cual indica que la población mexicana es la tercera en abundancia en todo el Atlántico, después de Costa Rica (104 000 nidos/año; Tröeng y Rankin 2005) e Isla Ascensión (entre 33 000 y 45 000 nidos/año; Broderick *et al.* 2006). Estudios con marcadores genéticos sobre las colonias mexicanas han detectado cuatro unidades de manejo (*stocks*) que anidan en el Golfo de México (Tamaulipas-Veracruz, Campeche-Yucatán, Cayo Arcas e Isla Alacranes (Millán-Aguilar 2008) y una en Quintana Roo (Pérez-Ríos 2008).

Esta especie sufrió una explotación severa aun antes de 1960 por ribereños que la utilizaron para consumo de subsistencia, venta local y de exportación. Los registros oficiales de capturas comerciales (probablemente muy por debajo de los reales, A. Abreu, obs. pers.) reflejan los niveles de presión por pesca en México a partir de finales de la segunda guerra mundial: entre 60 y 500 toneladas de tortuga verde/año extraídas en el periodo 1948-1960 (promedio de 225 ton/año o alrededor de 1 450 tortugas/año), 130 ton/año en 1961-1973 (aproximadamente 840 tortugas/año) y 49 ton/año (cerca de 315 tortugas/año) desde 1974 hasta el retiro de permisos para captura en 1981 (Márquez 1976, 2004). La captura histórica en otros países también debió afectar a las poblaciones de México, considerando que se han encontrado evidencias de su migración por lo menos hacia Cuba (Moncada *et al.* 2006), Bahamas (Lahanas *et al.* 1998), Barbados (Luke *et al.* 2004) y ambas costas de Florida (Bass y Witzell 2000; Kinzel 2001). A mediados de la década de 1970 se pusieron en marcha programas de vedas nacionales (1972-1973) y controles de permisos, y en 1978 se incluyó esta especie en la Ley de Especies en Peligro de Estados Unidos para disminuir la presión. En 1986 se decretaron como zonas de reserva y sitios de refugio para la protección de las diversas especies de tortuga marina muchos lugares de anidación. Por último, la Veda Permanente de 1990 (Secretaría de Pesca 1990), la puesta en operación de programas adicionales de conservación por diversos sectores del gobierno (originalmente el INP y después la Sedesol, la Semarnat y ahora la Conanp) y las acciones de muchos sectores de la población han permitido la conservación en las principales playas de anidación de la tortuga verde. La captura incidental de esta especie es mucho menor que para otras tortugas (Johnson *et al.* 1999; Márquez 2004). Aunque en menor grado que en décadas pasadas, la extracción furtiva y colecta ilegal de huevos continúa, así como la pérdida de hábitat por desarrollos costeros, particularmente en las costas de Quintana Roo.

A pesar del aprovechamiento ilegal, y quizá como resultado de las medidas tomadas en México desde fines de los años setenta, la instrumentación de disposiciones similares en otros países y la aplicación de acuerdos internacionales que prohíben el comercio de especies en peligro (por ejemplo, Cites), las tendencias en anidaciones registradas en México han aumentado sensiblemente (figura 11.4a). También se registran crecimientos para 75% de las poblaciones del Atlántico (Broderick *et al.* 2006). Este marcado incremento poblacional contrasta con el de la mayoría de las otras tortugas marinas, y sugiere que, en

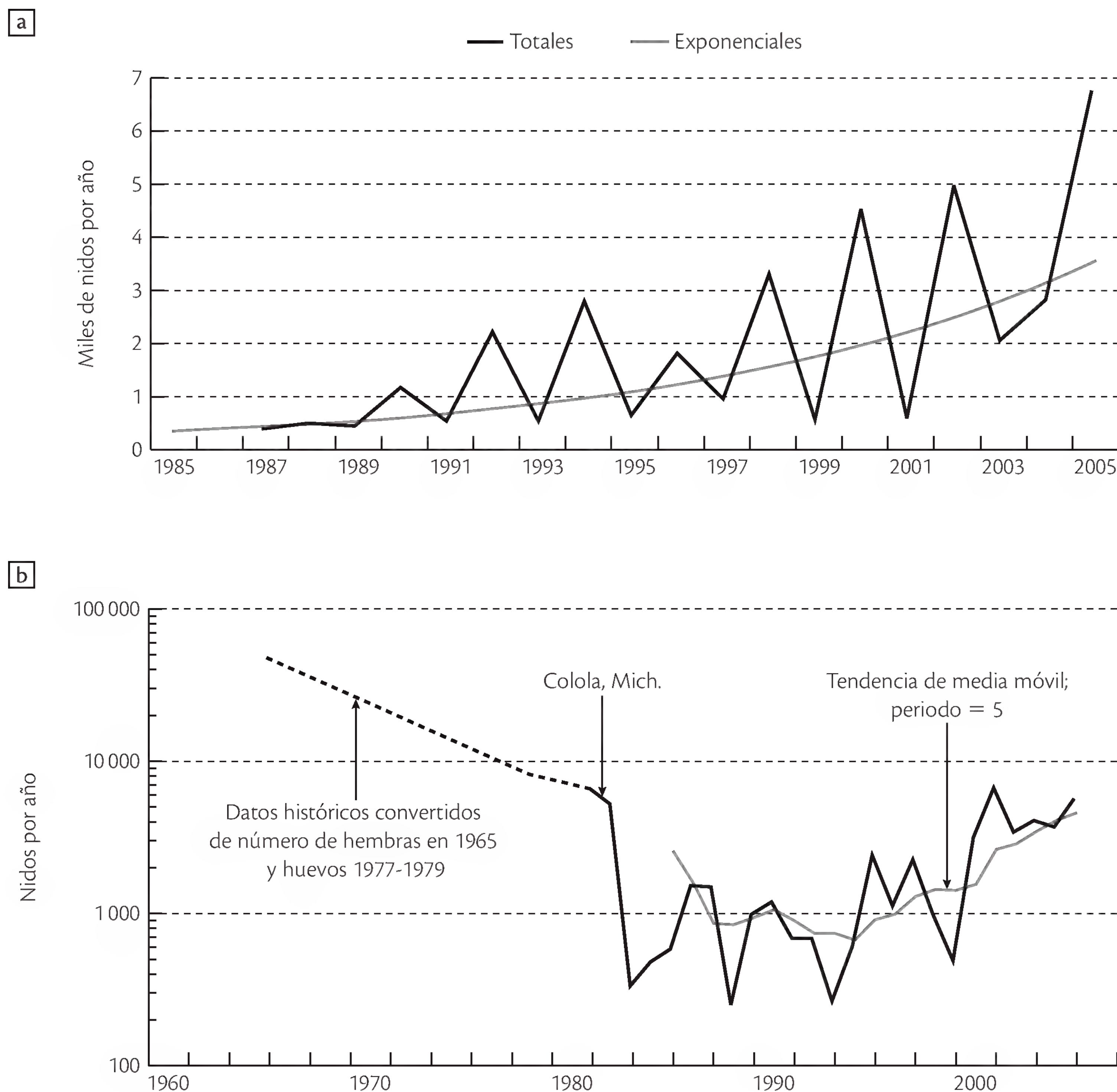


Figura 11.4 ***(a)*** Incrementos consistentes en las anidaciones anuales de la tortuga verde registradas por los programas de conservación en Campeche (Guzmán-Hernández, com. pers. y 2006), Yucatán (E. Cuevas/Pronatura Península de Yucatán, A.C., com. pers.) y Quintana Roo (A.Arenas/Flora, Fauna y Cultura de México, A.C., com. pers.). ***(b)*** Anidación de la tortuga verde en la playa de Colola, Mich. La línea punteada indica estimaciones de nidos por año a partir de datos históricos de abundancia publicados en Cliffton *et al.* (1982).

gran medida, se han podido controlar las principales amenazas para esta especie, lo que le confiere buenos prospectos para su recuperación (Broderick *et al.* 2006).

Pacífico

La tortuga prieta, sobre la que hay controversia en cuanto a si pertenece a la especie *Chelonia mydas* o es una especie distinta, *C. agassizii* (Pritchard y Mortimer 2000), concentra sus anidaciones en México en varias playas del estado de Michoacán, y de forma secundaria en las Islas Revillagigedo. La abundancia actual de sus anidaciones es menor que la colonia de la misma tortuga que anida en las Islas Galápagos.

El primer registro de explotación comercial de esta especie se hizo en el siglo XIX por barcos balleneros en Baja California, práctica que creció hasta alcanzar proporciones industriales al ser exportada a Estados Unidos y Gran Bretaña. Posteriormente, la demanda constante de carne de tortuga prieta continuó en aumento en los estados del noroeste de México. En la década de 1950, los seris y otras comunidades costeras la pescaron de manera intensa, y para finales de los años sesenta la extracción estaba fuera de control por la alta demanda del mercado de pieles en

escalas industriales. La explotación en los sitios de anidación comenzó en la década de 1970, cuando se establecieron los poblados de Maruata y Colola, Michoacán, lo que desarrolló el tráfico de piel, huevos y carne. A principios de esa misma década, se extraían aproximadamente 70 000 huevos por noche durante la temporada de anidamiento en Colola, y entre 10 000 y 20 000 de la playa de Maruata, así como de 7 000 a 15 000 tortugas/año para utilizar su carne y su piel (Cliffton *et al.* 1982), lo que provocó el colapso de la población hacia los primeros años de la década de 1980.

La medida principal para proteger la especie fue por medio de campamentos tortugueros que han crecido de cinco, a principios de los ochenta en Michoacán, a 22 en la actualidad. Aunque no en todos se protege a la tortuga prieta, sí abarcan muchas playas en las que anida esta especie. Desde 1980 se ha protegido la mayor parte (entre 85 y 95 por ciento) de los nidos de tortuga negra en las playas de Colola y Maruata, las cuales fueron posteriormente decretadas reservas en 1986 y santuarios en 2002 (Alvarado y Delgado 2005). La veda permanente de 1990 también ayudó al prohibir la captura y comercialización de tortugas y huevos. No obstante, persiste la captura de tortuga prieta en aguas de Baja California, con una mortalidad estimada de 15 000 tortugas al año (Gardner y Nichols 2001).

Utilizando los registros de anidación en la playa de Colola como índice y transformando los datos de abundancia antes de 1970 de Cliffton *et al.* (1982) se aprecia una disminución de por lo menos 90% en poco más de 10 años (1965-1978). Poco después de que comenzaran las medidas de protección se registró una reducción de entre 5 090 y 6 407 nidos/año en 1981-1982 hasta 244 -2 350 entre 1983 y 1999. Se han detectado incrementos en la anidación en el periodo 2001-2003, lo cual puede indicar el inicio de una etapa de recuperación. Sin embargo, si se comparan con los valores de los años sesenta (Fig. 11.4b), la recuperación aún está lejos de alcanzarse (Alvarado y Delgado 2005).

Tortuga carey

En todo el mundo las poblaciones de tortuga carey, *Eretmochelys imbricata*, han disminuido en más de 90% en las últimas tres generaciones (Mortimer y Donnelly 2007). En el Caribe, 85% de las poblaciones de carey están disminuyendo o se encuentran sumamente mermadas (Meylan 1999 a,b). La población de México es la más grande del Atlántico (Mortimer y Donnelly 2007) y, por lo menos hasta finales de los 1990, exhibía una tendencia hacia incrementos poblacionales (Garduño-Andrade *et al.* 1999; Cites s.f.). Históricamente, la principal amenaza para esta especie ha sido la pesca dirigida. En México, entre 1954 y 1955 se extrajeron hasta 2.8 toneladas de caparazón (lo que equivale a 2 000 individuos al año; Márquez 1976), entre 1964 y 1971 un pico de 1.1 toneladas y un registro para 1973 de 4.87 toneladas, es decir, entre 3 000 y 5 000 individuos (Márquez 1976). Es probable que las capturas reales estuvieran alrededor de esta última cifra. Para mediados de los setenta la población de carey en el Golfo de México había colapsado y se prohibió su explotación (Márquez 1976). No obstante, la captura furtiva a menor escala y la extracción de huevos continuaba. En 1977 se establecieron los primeros campamentos de protección para la especie en Isla Aguada. En 1979, la protección de playas de carey se extendió a 25 km, principalmente en Campeche, y en 1999 la cobertura de conservación alcanzó 250 km en Campeche, Yucatán y Quintana Roo (Garduño-Andrade *et al.* 1999). Asimismo, las nuevas instancias gubernamentales, como la Sedue, la Semarnat y la Conanp, facilitaron el cumplimiento de las prohibiciones sobre la explotación de carey. Con la Veda Permanente de 1990 (Secretaría de Pesca 1990), la creación de acuerdos intersecretariales, por medio de la Comisión Intersecretarial para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas (Secretaría de Pesca 1993), y la configuración de la Profepa se sistematizó la inspección y vigilancia, lo que propició una disminución sensible en la venta de artículos de carey que proliferaba hasta los años noventa (Garduño *et al.* 2001). Cuando México se adhirió a la convención Cites en 1992, se prohibió la exportación de material de carey almacenado. De manera paralela creció la participación ciudadana en la protección de esta y otras especies en la Península de Yucatán, alcanzando a establecer anualmente un total de 19 campamentos con una cobertura de 341 km de playa de anidación; participaron agencias gubernamentales, ONG, instituciones académicas, iniciativa privada y gobiernos locales. Otra medida que benefició a los hábitats de reproducción de la tortuga carey fue que se incluyera en la red de áreas protegidas en la Península de Yucatán una buena parte de los campamentos de protección de esta tortuga. A partir de 1990 y hasta 1999 los datos acerca de la Península de Yucatán (Garduño-Andrade *et al.* 1999; Cites s.f.) sugerían incrementos saludables que implicaban un éxito en los programas de conservación. Como punto máximo de ese aumento, en 1999 se estimaron 6 400 nidos protegidos, lo cual representaba 43% del total de nidos registrados para

toda la región del Gran Caribe (Abreu-Grobois *et al.* 2005). Sin embargo, el incremento paulatino hasta niveles extraordinarios de anidación se desplomó en los años subsecuentes hasta alcanzar menos de 2 400 nidos en 2004, una disminución de 63% en apenas cinco años (Fig. 11.5). Este desplome se ha analizado (Abreu-Grobois *et al.* 2005) sin que se hayan podido identificar las causas de manera concluyente. La especie aún no está fuera de peligro y el modelo de conservación para tortugas marinas basado en protección de sitios de anidación, si bien es indispensable para salvaguardar la producción de crías (y las acciones de conservación se están realizando en más de 85% de las playas de anidación), no garantiza su supervivencia a menos que las fases marinas también se monitoreen y protejan. Es un hecho que ha habido poca capacidad para conservar los hábitats críticos en el mar. Entre las posibles causas propuestas se encuentran: *1*] captura dirigida o furtiva; *2*] captura incidental; *3*] destrucción, degradación u obstaculización del hábitat de anidación; *4*] afectación por actividades antropogénicas de hábitats de alimentación, lo que propicia menor fecundidad; *5*] movimientos sísmicos que causan mortalidad o inhiben la reproducción, y *6*] capturas de poblaciones mexicanas en otros países (Abreu-Grobois *et al.* 2005; Cuevas *et al.* 2007). El descenso de la población en la Península de Yucatán es un fuerte indicador de que la especie aún no está fuera de peligro, pues todavía es suceptible a colapsos en un tiempo corto que contrasta con el periodo de más de 30 años de actividades de conservación que fueron necesarias para lograr los niveles de abundancia visibles en los años noventa.

Aunque en la costa del Pacífico las poblaciones de la especie nunca alcanzaron los tamaños de las del Atlántico, en relatos históricos se describe una gran abundancia y altos niveles de explotación durante los siglos XIX y XX (Cliffton *et al.* 1982). La captura se hacía principalmente para aprovechar el caparazón y se concentró en La Paz y en Bahía Concepción, en Baja California Sur, y en el Canal del Infiernillo en la costa de Sonora (*Ibid*), y aunque cada vez fue más escasa, la posibilidad de capturar de manera oportunista y almacenar para su venta posterior favoreció el arraigo de la práctica, a pesar de su prohibición. En parte por lo escasa que es la tortuga carey en este litoral, nunca ha sido sujeta de un monitoreo sistemático en sus sitios de anidación que quizá predominen en zonas insulares, como las Islas Revillagigedo y las Tres Marías (Márquez 1996), o en algunas playas de la zona continental. Los pocos registros con que se cuenta provienen de campamentos de conservación en el masivo continental, dedicados a otras especies y que de manera colateral

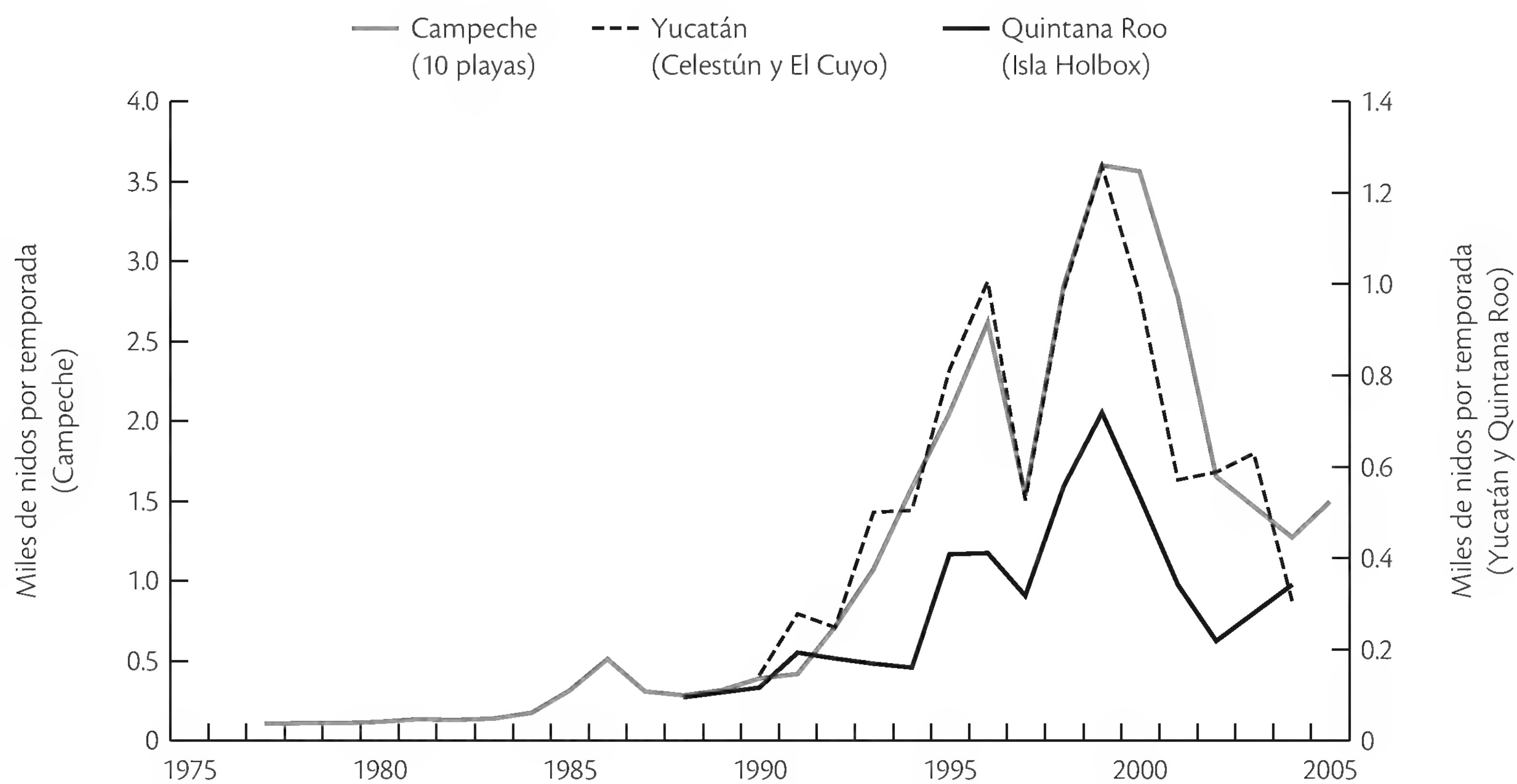


Figura 11.5 Las extraordinarias cifras de anidación para la tortuga carey en playas de la Península de Yucatán se desplomaron en años subsecuentes al máximo observado en 1999, hasta alcanzar menos de 2 400 en 2004, una disminución de 63% en apenas cinco años. Nota: resultados de la Mesa de Tendencias-XIV Taller Regional de Programas de Investigación y Manejo de Tortugas Marinas en la Península de Yucatán, X'Caret, Quintana Roo, 8 a 10 de noviembre de 2006; Campeche: Guzmán-Hernández com. pers. y 2006; Yucatán y Quintana Roo: E. Cuevas/Pronatura Península de Yucatán, A.C., com. pers.

observan y protegen nidos de carey. Aun en estos, el número de nidos nunca supera de uno a tres por año (Briseño y Abreu-Grobois 1994), y en los últimos años se han registrado menos de tres en todo el litoral. Cabe la posibilidad de que las colonias en las islas estén en mejor estado. Dado que la información disponible indica la presencia de menos de cinco hembras reproductoras, la situación de esta población es extremadamente precaria. En combinación con los vacíos en su conocimiento y la falta de seguimiento, esta tortuga se encuentra aún más vulnerable a las presiones tradicionales como la captura incidental en pesca para otras especies y la captura furtiva. Su condición es crítica, por lo que el Grupo Especialista de Tortugas Marinas de la UICN (MTSG) considera que la tortuga carey de todo el Pacífico oriental constituye uno de los *hot spots* de conservación en todo el mundo.

Tortuga laúd

A causa de la dramática disminución a partir de los años ochenta observada en las poblaciones de tortuga laúd, *Dermochelys coriacea*, del Pacífico que hasta entonces eran consideradas las más grandes en el ámbito mundial, la especie fue clasificada en la *Lista roja* 2008 de la UICN (Sarti 2000) en la categoría de máximo riesgo: en peligro crítico.

Debido a una falta de aprecio por la piel y la carne de la tortuga laúd, nunca se desarrolló una pesquería comercial en gran escala. Sin embargo, siempre existió una demanda local de huevos y aceite de esta especie, lo que propició el intenso saqueo de nidos en playa, que llegó a ser de hasta 100% (Sarti *et al.* 2002). Las principales playas de anidación de la laúd se localizaron en la costa del Pacífico en los años setenta (Márquez *et al.* 1976), y a principios de los ochenta se registraron unos 10 000 nidos/año en Tierra Colorada, Guerrero, 2 000 en Chacahua, Oaxaca, y entre 3 000 y 5 000 en Mexiquillo, Michoacán, por lo que se estima que la población en México era la mayor del mundo y representaba aproximadamente 65% de la cifra mundial (Pritchard, 1982). En 1972 se prohibió la captura, posesión o consumo de carne o piel de tortuga laúd y a mediados de los ochenta se establecieron programas de conservación en los principales sitios de anidación, aunque para entonces las poblaciones estaban drásticamente reducidas. La abundancia de poblaciones de laúd, no solo en México sino también en el resto del Pacífico oriental, continuó en declinación a lo largo de los ochenta y esta tendencia persiste en la actualidad. La declinación en la playa índice de Mexiquillo desde los años ochenta, cuando solamente se cuantificaban cuatro de los 18 kilómetros de playa, hasta 1993 cuando se registraron menos de 100 (en toda la playa) indica una reducción de 95% en poco más de una década (Sarti 2004; Fig. 11.6) y una tasa de disminución de más de 22% por año (Sarti *et al.* 1996). Si se extrapola a la playa completa, se estiman unos 12 000 nidos en los ochenta e implicaría una reducción todavía más drástica pero más realista (Sarti *et al.* 1996). La situación es crítica, toda vez que el número de hembras anidantes por año en playas del Pacífico mexicano no ha rebasado 400 en los últimos 20 años y una baja proporción de "remigrantes" por temporada (hembras que retornan a anidar; 22.4% en promedio) indican que persiste una alta mortalidad de los adultos en el ambiente pelágico (Sarti *et al.* 2007). Diversas causas tienen que ver con el desplome de la población de tortuga laúd en el Pacífico mexicano. *1*] El saqueo de huevos y el sacrificio de hembras en playas de anidación que, por el tamaño de su población en el pasado, implicó un nulo reclutamiento de crías durante muchos años. En sitios sin protección esta práctica continúa. *2*] Como poseen aletas delanteras masivas se enredan o enganchan con facilidad y, por tanto, son particularmente susceptibles a la captura incidental en diversos artes de pesca (James 2001). Como las laúd que anidan en México tienden a migrar hacia el Pacífico suroriental, frente a Chile y Perú (Eckert y Sarti 1997), se han relacionado los fuertes incrementos pesqueros en aguas internacionales de esa región en las últimas décadas con la declinación de la laúd. Se estima que los aumentos en Chile en la pesquería del pez espada con palangre y redes agalleras en la década de 1980 contribuyó a la disminución de la población anidadora de México (Eckert y Sarti 1997) y que la laúd continúa siendo capturada en pesquerías artesanales de Perú (Alfaro-Shigueto *et al.* 2002). *3*] Aunque en menor grado, la laúd también ha sido capturada por su carne para consumo familiar o para carnada durante la pesca del tiburón (Sarti 2004).

Los programas de conservación que incluyen campañas de concientización por medio de acciones propias y en combinación con comunidades locales y agencias estatales y federales logran proteger 80% de las anidaciones en las playas prioritarias (Sarti *et al.* 2007). En el ámbito internacional se promueven modificaciones en artes y operaciones de pesca para reducir la interacción con la tortuga laúd (por ejemplo, FAO 2005), y por medio de tratados binacionales o multilaterales se impulsan programas de monitoreo y desarrollo de tecnología para reducir la pesca incidental.

No obstante las acciones, y a diferencia de otras espe-

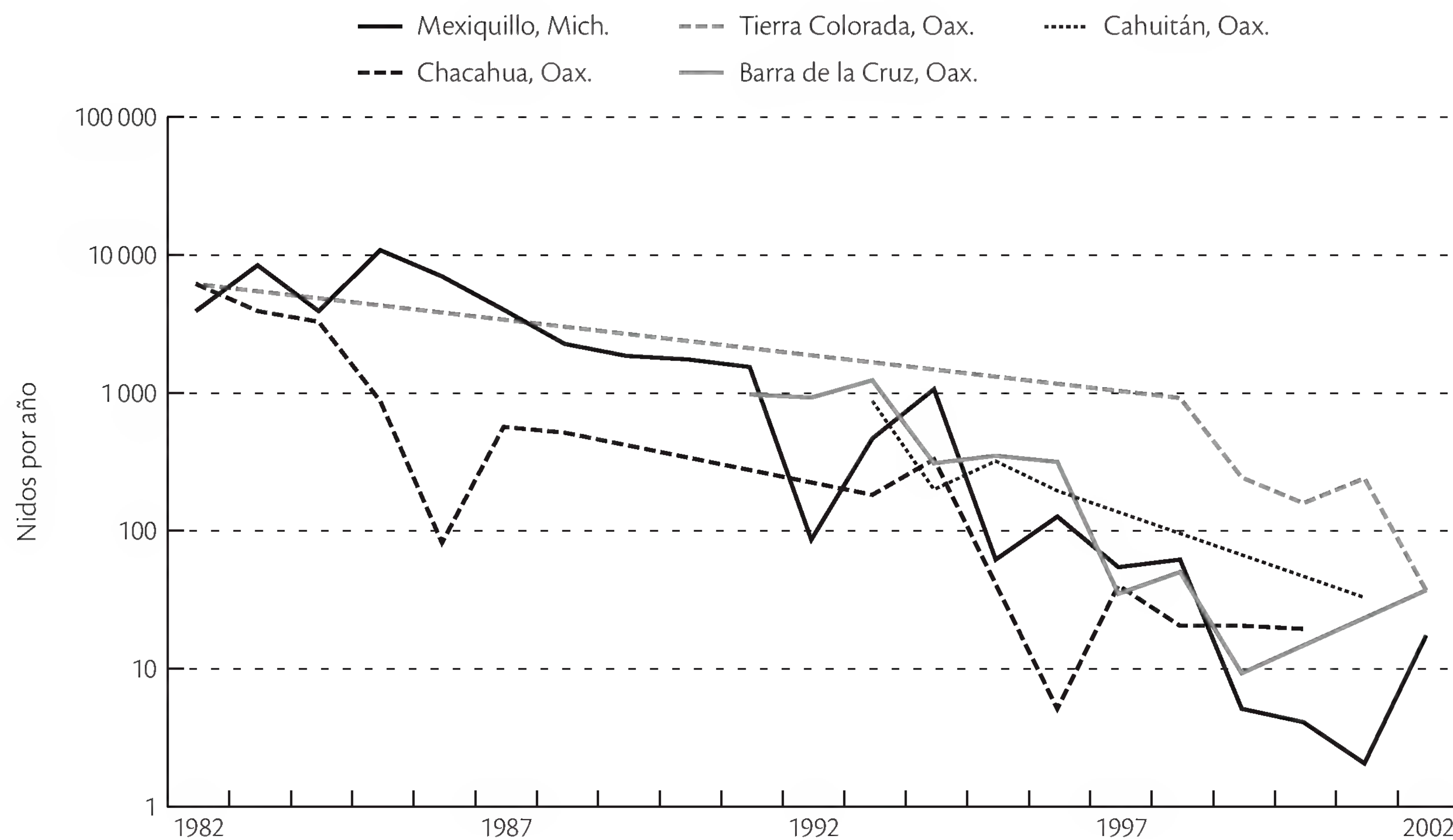


Figura 11.6 Anidación de la tortuga laúd en las principales playas de arribo en la costa del Pacífico.

cies de tortugas marinas en México protegidas durante un periodo similar, no se ha logrado revertir la declinación de la laúd en el Pacífico (Fig. 11.6). Este fracaso probablemente refleja una mayor dificultad para identificar y luego mitigar o contrarrestar las amenazas puntuales para la especie, en particular porque estas ocurren principalmente en grandes extensiones marinas y en aguas (nacionales, internacionales o de otros países) con escasa o nula vigilancia.

En las costas del Atlántico mexicano es muy escasa su presencia, por lo que no se conoce con certeza su estado. Sin embargo, se estima que persisten las amenazas por modificaciones en las áreas de anidación y la interacción con pesquerías en aguas mexicanas es baja (Márquez 2004).

11.2.4 Prioridades para el estudio y conservación de las tortugas marinas

De lo anterior se desprende que se ha reunido un conocimiento suficiente sobre su historia de vida, y en particular acerca de sus derroteros y hábitos migratorios, pues se han aplicado medidas correctivas que han revertido la declinación de algunos tipos de tortuga (golfina y lora en particular) pero no de todas las especies. Para aquellas en las que persiste una condición crítica es urgente llenar vacíos en el conocimiento que permitan abordar los daños persistentes. Así, es prioritario investigar:

- Los patrones migratorios de reproductores de especies en situación crítica (carey en ambas costas, laúd y caguama), para identificar y dimensionar los efectos de las principales amenazas que ocurren en el ámbito completo de su distribución.
- Al acumular información sobre los corredores migratorios será posible identificar los sitios de alimentación, para entonces enfocar una investigación multidisciplinaria en esos sitios para, además de esclarecer los factores de presión, realizar monitoreos de dinámica poblacional en los *stocks* que allí convergen e identificar zonas que se deben declarar áreas naturales protegidas.
- La población de carey en el Pacífico en todos sus aspectos, pues su situación es más crítica que la que experimentó la tortuga lora en los ochenta o la laúd actualmente, con consecuencias de endogamia e inhabilidad de los reproductores para encontrar parejas, o incluso, incrementos en las frecuencias de hibridación con otras especies.

11.3 Aves acuáticas migratorias

Una de las características más notables de muchas aves acuáticas, sobre todo las aves playeras, los patos y los gansos, es que migran de sus zonas de reproducción en latitudes altas a zonas de estancia invernal en latitudes bajas.

Por ejemplo, casi dos tercios de las especies playeras así lo hacen y en Norteamérica más de 20 millones de individuos de estas aves migran cada año (Morrison 1984; Morrison y Myers 1989). Muchas especies viajan más de 20 000 km en un año, frecuentemente sobre océano abierto. Algunas vuelan hasta 13 000 km sin descansar, son de las migraciones más espectaculares que existen. Ciertas especies migran a más de 6 000 m de altura sobre el nivel del mar y en otras los juveniles viajan sin la asistencia de adultos. En muchas especies de aves playeras hay diferencias intersexo en los patrones de migración (Myers 1983).

La migración representa presiones muy fuertes sobre los individuos, y las aves acuáticas no están exentas de ellas. Deben obtener energía para llegar al siguiente sitio de alimentación, por lo que muchos individuos, cuando menos de aves playeras, aparentemente fallecen en el trayecto. La presencia de sitios de abastecimiento a lo largo de su ruta migratoria es de suma importancia, la cual varía dependiendo de las distancias de vuelo. En algunos de estos sitios los individuos parecen obtener suficiente alimento para apenas llegar a la siguiente parada (Farmer y Parent 1997).

Los grupos de aves acuáticas migratorias típicas necesitan una gran cantidad de alimento en los sitios de abastecimiento y, en ocasiones, el número de aves que forrajean en un área excede la capacidad de sustento, por lo que el recurso se puede “sobreexplotar”.

Tradicionalmente las aves acuáticas se agrupan en marinas, playeras, anseriformes, zancudas, de marisma, entre otras. Sin embargo, para fines de conservación se pueden clasificar de acuerdo con sus necesidades de hábitat durante la migración o su hábitat de destino, aunque dicha clasificación resulte en categorías no totalmente concretas: aves de mar abierto, de costas expuestas, de lagunas costeras, de zonas intermareales, de marisma y especies de aguas interiores. Además están las especies que se reproducen en México y pasan el invierno más al sur.

Cada uno de los grupos de aves en estos hábitats tiene requerimientos propios e, incluso, dentro de cada hábitat se encuentran subgrupos. En el caso de las aves marinas, los factores que condicionan sus movimientos durante la época no reproductiva se encuentran en mar abierto y, en buena medida, fuera de nuestro control. Las especies que utilizan cuerpos de agua o marismas dependen de las condiciones ambientales de una manera más o menos estática; es decir, no enfrentan fluctuaciones constantes en su capacidad de utilización del hábitat (salvo algunas aves de marisma que con marea baja forrajean en planicies lodosas intermareales contiguas a la marisma).

En contraste, la mayoría de las aves playeras están sujetas a cambios continuos, dado que forrajean en una franja angosta de hábitat que está disponible solo una parte del tiempo y cuya extensión varía a lo largo de los ciclos de marea. A continuación se analiza este grupo y se ofrece un panorama de la diversidad de factores que pueden estar relacionados con el diseño de mecanismos apropiados de conservación.

Los factores que afectan a las especies playeras de manera más importante durante su migración se relacionan con el alimento, ya sea por su abundancia o por la disponibilidad y facilidad de captura. La distribución local de las aves playeras está en función de la densidad del alimento (Hockey *et al.* 1992), lo que a su vez resulta en buena medida del sustrato. Sustratos lodosos contienen mucha más infauna que los arenosos. Esta seguramente es una de las razones por las que el delta del Río Colorado y las lagunas costeras de Sinaloa, pero no así las bahías arenosas del noreste del Golfo de California, soportan números muy altos de aves playeras durante la migración o el invierno (Harrington 1993). Esto también puede explicar en parte por qué en Sinaloa se les encuentra en la orilla este de las lagunas, pero no en la oeste (Harrington, 1994).

Es posible que la dureza del sustrato afecte la eficiencia de forrajeo de las aves playeras de dos formas: por un lado, disminuye su capacidad de penetrarlo para alimentarse; por la otra, afecta el costo energético del desplazamiento. Por ejemplo, cuesta más trabajo correr sobre lodo fino que sobre arena. A su vez, la dureza del sustrato quizá tenga que ver con la temperatura ambiental.

Las mareas son uno de los factores más importantes en la ecología de los playeros (Maimone-Celorio y Mellink 2003). Un patrón típico es el de aves que entran a forrajear cuando la marea está bajando y la zona de mayor alimentación es la adyacente a la línea de marea. Cuando un área se encuentra en la fase alta de una marea viva, los playeros descansan o se alimentan en hábitats alternos (marisma muy alta, campos agrícolas, instalaciones acuícolas, estanques de evaporación de salinas, etc.), de manera que la marea puede afectar indirectamente la presencia de estas aves en sitios fuera de la costa. Las razones de este patrón se deben a que con mareas muy altas no hay áreas de alimentación disponibles, y muchos invertebrados bénticos se encuentran únicamente, o en sus mayores densidades, por debajo del nivel medio de marea, por lo que están disponibles para las aves solo en la bajamar de las mareas vivas. Muchos invertebrados bentónicos son más activos cuando va bajando la marea que a otras horas.

Muchas aves playeras ubican presas por medio de las

deyecciones de estas en la playa. Sin embargo, a medida que pasa el tiempo desde que baja el nivel del agua, la playa se llena tanto de deyecciones que las aves pueden no discernir entre las frescas (cuando el poliqueto está accesible) y las más viejas. Cuando la marea está semimuerta, posiblemente no limpie bien la playa de deyecciones de la exposición anterior, con lo que disminuye la efectividad de las aves para detectar las nuevas.

Además de desempeñar la función de limpiar la playa de deyecciones anteriores, el oleaje puede afectar la capacidad para alimentarse de las aves playeras en tres maneras. En zonas con oleaje intenso, la infauna está más profunda, o mejor sujeta a las rocas o en fisuras, con lo que se dificulta el forrajeo. Con un oleaje más severo las aves necesitan correr más, si es que se alimentan en la línea del agua, ya que esta se mueve mucho más. Por otra parte, las aves que se alimentan en el agua se ven afectadas por el oleaje intenso pues este levanta arena y enturbia el agua, lo que complica la refracción de la luz en la superficie del agua. En estos casos, las aves deben cambiar su mecanismo de forrajeo de visual a táctil. Para las aves que detectan a sus presas por sonido, un oleaje con mayor fuerza puede hacerlo más difícil.

Aunque a las aves no les daña la salinidad de manera directa, algunas muestran correlaciones con ella debido a que la salinidad afecta a sus presas.

La hora del día también tiene que ver con la capacidad de forrajeo, ya que algunos poliquetos intermareales y marinos son más activos de noche y algunos playeros pueden obtener de ellos más alimento durante ese lapso que en el día. Sin embargo, la efectividad del forrajeo visual se reduce en la noche. Como resultado, muchas especies de aves playeras que forrajean con métodos visuales reducen sus cantidades en la noche y forrajean por periodos más cortos, otros hacen corridas más cortas y algunos lo suspenden completamente. Algunas especies cambian su táctica de forrajeo de visual a sondeo cuando se alimentan de noche, lo que, sin embargo, puede implicar una disminución de su efectividad (Rojas *et al.* 1999). Es común que la alimentación nocturna resulte en una menor ganancia energética. Sin embargo, algunas especies que forrajean por métodos visuales en la noche parecen tener capacidad de visión nocturna superior a las especies que forrajean con métodos táctiles, o aquellas que cambian de formas visuales a táctiles en la noche. Como el fotoperiodo se reduce a medida que el año se acerca al solsticio de invierno, el forrajeo nocturno se vuelve más útil (Goss-Custard *et al.* 1977). Hay especies que en el verano forrajean solo de día, pero en otoño e invierno lo hacen también de noche, lo que sugiere que los días son demasiado cortos para satisfacer sus demandas nutricionales.

Como consecuencia de los efectos del nivel de marea y las limitaciones en el forrajeo nocturno, el mayor obstáculo para las aves playeras que forrajean en el intermareal son los días en que la fase alta de una marea viva ocurre a mediodía.

Un factor que pocas veces se considera cuando se analiza la ecología de las aves playeras durante su migración o invernada es el efecto de los factores meteorológicos. La suma de estos puede causar un incremento en la mortalidad de hasta 10 veces en años muy severos, en comparación con años benignos. Ciertos eventos climáticos, por ejemplo las tormentas, tienen un efecto mayor al de la mera suma de los factores involucrados. En condiciones muy severas puede causar la muerte de muchos playeros. Aunque se ha documentado el efecto de temperaturas bajas en latitudes más altas, no se conocen los efectos de la temperatura sobre los playeros migratorios en las condiciones de México.

Las disminuciones en la temperatura, por debajo de un límite, hacen que muchos organismos que viven en la arena o en el lodo se entierren más profundamente, o sean menos activos (Pienkowski 1983). Esto podría no ser un problema en los humedales mexicanos porque las temperaturas no son tan bajas (en comparación con Europa). Cuando la temperatura disminuye los poliquetos reducen su actividad y salen menos a defecar, alimentarse o irrigar la madriguera (Goss-Custard 1984), que es cuando las aves playeras las pueden obtener o detectar. Aunque en principio esto afecta más a las aves de pico corto, que usan más la vista, que a las sondeadoras que pueden comer sin guías visuales (como las deyecciones), los sondeadores también resultan afectados cuando baja la temperatura, pues las presas son, con frecuencia, menos activas. Un último efecto de las bajas temperaturas es que por debajo de una zona termoneutral, donde el ave es capaz de ajustar las plumas para mantener su temperatura, se requiere más energía para mantener la temperatura corporal. Esto se ha estudiado en aves terrestres, pero se desconocen la temperatura crítica y la tasa de incremento del metabolismo basal conforme baja la temperatura en playeros.

Por otra parte, con temperaturas elevadas los organismos del bentos pueden enterrarse más o cerrar sus valvas más pronto para evitar la desecación. En el caso de zonas rocosas, es posible que los invertebrados busquen un refugio más profundo en el agua o debajo de rocas cuando sube la temperatura.

Otro factor que afecta a los playeros es el viento (Evans

1976). Cuando la marea está baja el viento aumenta la desecación del sustrato (especialmente cuando es arena), lo que hace que los poliquetos reduzcan su actividad más rápido después de retirarse el agua. Como respuesta, algunas aves se alimentan de manera más aglomerada en la línea de marea. Los vientos fuertes pueden aumentar el trabajo de forrajeo (Wishart y Sealy 1980): las especies que se alimentan en la línea de marea pueden sufrir vientos cruzados; las que lo hacen más arriba forrajean caminando con la cabeza contra el viento, pero incluso aquí un viento fuerte puede aumentar la energía requerida para mantener la orientación y su posición en relación con otros miembros de la parvada. Las especies que buscan su alimento de manera visual, también pueden ver reducida su eficiencia de captura al condicionar la dirección y velocidad de corrida. En ocasiones no es la intensidad la característica que más condiciona el efecto del viento sobre las aves playeras que forrajean, sino su dirección (dependiendo de donde "pegue" más fuerte). Las aves que se alimentan en el agua a veces vuelan para evadir las olas, por lo que cuando hay vientos fuertes aumentan sus costos de alimentación (Feare 1966). Por último, el viento puede acentuar los problemas de visión asociados con el oleaje. También en los casos en que las aves detectan a sus presas por sonido, esto puede hacerlo más difícil. Por otra parte, para algunas especies los vientos de cola parecen ser cruciales para la migración exitosa a sus sitios de anidación en el norte (Butler *et al.* 1997).

La lluvia, a menos que sea tormenta, no parece afectar a los playeros de manera directa, pero sí reduce la salinidad de los sitios, lo que puede dañar a las presas, además de que quizá haga que el bentos se retraiga en sus madrigueras más de lo normal. Es posible que la lluvia afecte a los cazadores visuales de dos maneras: por un lado, puede enturbiar el agua, lo que hace más difícil el forrajeo, y así las aves no saben si se trata de un chorrito de agua saliendo de una madriguera o es el impacto de la lluvia; por otro, la lluvia puede cambiar la consistencia del sustrato facilitando la penetración de las aves y puede generar humedales temporales en zonas más altas con abundancia de invertebrados comestibles para que muchos playeros se beneficien de ello. Por último, un cielo cubierto de nubes ayuda al forrajeo porque reduce el reflejo del lodo.

11.3.1 Prioridades para el estudio y conservación de las aves migratorias

En la actualidad contamos con un conocimiento relativamente bueno de los sitios más importantes para las aves acuáticas migratorias durante su época no reproductiva. Si bien surgen muchos temas posibles de investigación, es prioritario determinar las siguientes cuestiones:

- Los factores que determinan el valor de diferentes sitios para las aves acuáticas migratorias, en los distintos tipos de hábitat no marinos.
- Las variaciones interanuales en el uso de diferentes sitios por las aves acuáticas migratorias y los factores que promueven dichas variaciones.
- La conectividad entre los sitios de parada migratoria o invernada y las áreas de anidación para muchas de las especies.
- Los factores de mortalidad o riesgos en los sitios de invernada o parada migratoria, tanto aquellos naturales (por ejemplo, eventos ENSO) como antrópicos (como acumulación de contaminantes peligrosos y pérdida de calidad del hábitat).
- Los sitios de hibernación de algunas especies que se reproducen en México (por ejemplo, *Sterna antillarum*).

11.3.2 Iniciativas nacionales e internacionales para conservar las aves migratorias

A lo largo del tiempo se han establecido diversos mecanismos de conservación de aves acuáticas migratorias. El más antiguo es el tratado entre México y Estados Unidos para la conservación de aves migratorias y la regulación de la cacería de patos y gansos, complementado con las regulaciones de cacería de aves acuáticas (que incluye patos, gansos y algunas especies de aves de marisma) en México.

Un segundo mecanismo de conservación de estas aves son las áreas naturales protegidas. Sin embargo, esta forma de conservación ha favorecido a las aves acuáticas de manera tardía. Actualmente se cuenta con humedales muy importantes para las aves acuáticas migratorias, como las del delta del Río Colorado, el oeste de la Península de Baja California, marismas nacionales (Sinaloa-Nayarit), la Laguna Madre, entre otros. Los cazadores organizados (DUMAC) han realizado acciones para conservar o incrementar la existencia de sitios de calidad para anátidos.

Desde el punto de vista internacional hay dos esquemas de conservación de hábitat que benefician a las aves acuáticas migratorias. Uno de ellos es el que estableció la Convención Ramsar, que representa un reconocimiento gubernamental de humedales considerados importantes. El otro es el de la Red Hemisférica de Reservas de Aves Playeras, que agrupa sitios reconocidos y propues-

tos por los habitantes y autoridades locales como importantes para las aves playeras. La Red ayuda a dichos habitantes con programas de educación ambiental y asistencia técnica.

11.4 Aves rapaces migratorias

11.4.1 Ecología de la migración

En México, 34 especies de aves rapaces diurnas (orden Falconiformes, familias Cathartidae, Accipitridae y Falconidae) tienen poblaciones migratorias (cuadro 11.1) (Zalles y Bildstein 2000). Las migraciones de aves rapaces y de zopilotes se encuentran entre las más conspicuas de todas las especies de aves porque migran de día, a alturas visibles a simple vista y la mayoría de las especies se agrega en parvadas durante el viaje (Ruelas 2005).

Todas las especies de rapaces diurnas y zopilotes son de talla mediana a grande y su masa varía entre ~70 y 5 000 g (Dunning 1992). De igual manera, todas tienen alas amplias que les permiten utilizar el vuelo planeado como su principal estrategia de desplazamiento durante la migración (Hederström 1993; Spaar 1997).

La forma más común en que estas especies migran es por medio del llamado "vuelo a campo traviesa" (*cross-country flight*), que se sirve del mecanismo de circulación de la atmósfera durante el día (Pennycuick 1969, 1975).

La parte más baja de la atmósfera que hace contacto con la superficie del suelo se denomina "capa de mezcla". Al amanecer, cuando las temperaturas son más bajas, la capa de mezcla tiene poco desarrollo vertical, pero una vez que el sol ha calentado la superficie del suelo empiezan a formarse columnas termales ascendentes que las rapaces utilizan para ganar altura de vuelo (Kerlinger y Moore 1989; Garrat 1992).

Durante el vuelo a campo traviesa, una rapaz o un grupo de ellas localiza una termal y comienza a volar en círculos cerrados cerca del centro de ella. Las termales ayudan a las rapaces a remontar mayor altura de vuelo sin necesidad de un gasto energético mayor, y una vez que estas ganaron la altura en la que las termales perdieron suficiente fuerza para sustentar el vuelo ascendente, planean en la dirección de vuelo deseada y pierden altura gradualmente hasta que localizan otra termal y comienzan otra vez el ascenso en círculos (Pennycuick 1975; Kerlinger 1989). Muchas de estas especies comen poco o nada durante este trayecto que puede durar varias semanas (Smith *et al.* 1986).

La distribución de las termales en el paisaje de nuestro país determina la ruta que siguen la mayoría de las especies y los individuos migratorios. Por ejemplo, las termales son más abundantes y su presencia es más constante y continua en tierra caliente que en las montañas y en el Altiplano. Las planicies costeras del Golfo y del Pacífico, el Istmo de Tehuantepec y la Península de Yucatán son las áreas con las mejores condiciones para la migración de rapaces y zopilotes, aunque no son las únicas rutas disponibles (Ruelas 2005). La mayoría de las especies e individuos no migran a través de extensiones amplias de aguas abiertas como el Golfo de México (Kerlinger 1989).

Sin embargo, no todas las especies se limitan a las rutas marcadas por la disponibilidad de termales. En el otro extremo de este gradiente energético de estrategias de vuelo se encuentran varias especies que migran con vuelo sostenido (fisiológicamente demandante, aleteando de forma constante en sus desplazamientos), como las especies de los géneros *Falco* y *Accipiter* (Kerlinger 1989). Hay también especies que oscilan entre una estrategia de vuelo planeado y vuelo sostenido de manera facultativa (como el milano migratorio *Ictinia mississippiensis*), dependiendo de las condiciones del clima, aunque tienden a favorecer el vuelo a campo traviesa que es menos demandante.

Las especies que migran con vuelo sostenido y las de vuelo sostenido facultativo son más pequeñas que las planeadoras y su sistema de vuelo requiere frecuentes paradas para forrajear (Bildstein y Meyer 2000). Presumiblemente, siguen las rutas de migración de sus presas (que son otras aves), sobre todo en áreas costeras, aunque en general se puede decir que migran en un frente amplio a lo ancho de todo el país.

Pese a la relativa simplicidad con que se pueden estudiar las rapaces migratorias, el mapa de distribución de sus rutas no se conoce bien. En este mapa destaca la ruta de mayor importancia mundial para las rapaces, que se encuentra a lo largo de la planicie costera del Golfo (Ruelas *et al.* 2000). La disponibilidad de termales a lo ancho de esta planicie concentra los vuelos de especies provenientes de Estados Unidos y Canadá. En la migración de otoño (de norte a sur), las especies siguen el curso de esta ruta a través de los estados de Tamaulipas y Veracruz y cruzan el Istmo de Tehuantepec hacia la planicie costera del Pacífico en el estado de Chiapas, antes de continuar su curso por Centroamérica (Bildstein y Zalles 2001). Otra ruta menos conocida es la porción oriental de la Península de Yucatán, donde se registran especies que pueden cruzar grandes extensiones de mar abierto, como águilas pescadoras (*Pandion haliaetus*) y milanos tijereta (*Elanoides*

Cuadro 11.1 Rapaces y zopilotes migratorios en México y algunas características de la ecología de su migración relativas a su conservación

	Nombre común	Tipo de migración	Requerimientos de hábitat de forrajeo durante la migración	Requerimientos de hábitat durante la época no reproductiva
		Familia Cathartidae		
Coragyps atratus	Zopilote común	T	E	TP
Cathartes aura	Zopilote aura	T	E	TP
		Familia Accipitridae		
Pandion haliaetus	Gavilán pescador	T, VSF	M	VS
Chondrohierax uncinatus	Gavilán pico gancho	T, VSF	A	VS
Elanoides forficatus	Milano tijereta	T, VSF	A	VS
Elanus leucurus	Milano cola blanca	T, VSF	E	TP
Ictinia mississippiensis	Milano de Misisipi	T, VSF	M	VS, HP
Ictinia plumbea	Milano plomizo	T, VSF	M	VS, HP
Rosthramus sociabilis	Gavilán caracolero	T, VSF	M	VS
Haliaetus leucocephalus	Águila cabeza blanca	T, VSF	M	VS
Circus cyaneus	Gavilán rastrero	T, VSF	M	VS
Accipiter striatus	Gavilán pecho rufo	VSF, T	M	VS
Accipiter cooperii	Gavilán de Cooper	T, VSF	A	VS
Accipiter gentilis	Gavilán azor	T, VSF	A	HP
Asturina nitida	Aguilucho gris*	T, VSF	E	VS, TP
Buteogallus anthracinus	Aguililla-negra menor	T, VSF	M	VS
Buteogallus urubitinga	Aguililla-negra mayor	T, VSF	M	VS
Busarellus nigricollis	Aguililla canela	T, VSF	A	HP
Parabuteo unicinctus	Aguililla rojinegra	T, VSF	E	VS
Buteo lineatus	Aguililla pecho rojo	T	A (?)	VS
Buteo platypterus	Aguililla ala ancha	T	A	HP
Buteo brachyurus	Aguililla cola corta	T, VSF	M	VS
Buteo albicaudatus	Aguililla cola blanca	T	M	TP
Buteo swainsoni	Aguililla de Swainson	T	M	VS
Buteo albonotatus	Aguililla aura	T	E	TP
Buteo jamaicensis	Aguililla cola roja	T	E	TP
Buteo regalis	Aguililla real	T	E	HP (?)
Buteo lagopus	Aguililla ártica	T	M (?)	HP (?)
Aquila chrysaetos	Águila real	T	M (?)	VS
		Familia Falconidae		
Polyborus plancus	Carancho*	T, VSF	E	TP
Falco sparverius	Cernícalo americano	T, VSF	E	TP
Falco columbarius	Halcón esmerejón	T, VS	M	VS
Falco mexicanus	Halcón mexicano	T, VS	M (?)	HP
Falco peregrinus	Halcón peregrino	T, VS	E	TP

Tipo de migración: T = uso de termales; VS = vuelo sostenido; VSF = vuelo sostenido facultativo. Requerimientos de hábitat de forrajeo durante la migración: A = abundante; M = moderado; E = escaso. Requerimientos de hábitat durante la época no reproductiva: HP = hábitats prístinos; VS = vegetación secundaria/hábitats degradados; TP = tolerantes a alta perturbación de hábitat.

Nota: los nombres comunes fueron tomados de Escalante Pliego *et al.* (1996), salvo los marcados con asterisco.

forficatus) (K. Meyer, com. pers.). La migración de rapaces y zopilotes en el resto del país ocurre en un frente amplio con una concentración relativamente mayor en las costas, donde las especies que requieren forrajeo frecuente disponen de algunos recursos en mayor abundancia.

El conocimiento de las rutas migratorias en primavera (de sur a norte) es aún más fragmentario, pero en general utilizan las mismas rutas, aunque algunos estudios sugieren que el frente a través del cual migran estas aves es mucho más amplio y está definido menos claramente que en el otoño (Ruelas 2005).

Las distancias que recorren las rapaces y zopilotes varían entre diferentes especies. Algunas (como el gavilán pico gancho, *Chondrohierax uncinatus*) tienen poblaciones que solo se desplazan algunos cientos de kilómetros desde el norte de México hasta los estados del sur del país (Ruelas *et al.* 2002), pero otras tienen desplazamientos considerables, como el aguililla de Swainson (*Buteo swainsoni)* que migra desde sus áreas reproductivas en el occidente de Estados Unidos y Canadá, hasta sus zonas de hibernación en Argentina (Fuller *et al.* 1998).

Una gran proporción de las rapaces y zopilotes que migran por estas rutas permanece en el sur de México (Goodrich *et al.* 1996; England *et al.* 1997; Kirk y Mossman 1998; Goodrich y Smith 2008), otras continúan su viaje en la misma dirección pero a localidades fuera del país. Al terminar la migración, la mayoría de estas aves deja las parvadas y se dispersa por diferentes hábitats donde permanecen durante la época no reproductiva.

11.4.2 Factores que limitan a las poblaciones de rapaces durante la migración y la época no reproductiva

Hay tres elementos importantes que limitan las migraciones de rapaces y zopilotes. Por un lado, sus rutas están definidas por la disponibilidad de termales para ayudar a las migraciones de especies planeadoras (Ruelas 2005). Un segundo factor limitante es la disponibilidad de hábitats de forrajeo donde las especies de vuelo sostenido y las de vuelo sostenido facultativo puedan encontrar recursos alimenticios (Duncan *et al.* 2002). Un último elemento es que cuenten con un hábitat durante la temporada no reproductiva (Ruelas *et al.* 2005).

De esta manera, el riesgo para las poblaciones durante la migración y la temporada no reproductiva permanece a lo largo de la ruta migratoria (como en el hábitat de forrajeo y de descanso disponible) y en los hábitats donde permanecen durante la época no reproductiva.

En este caso no es relevante analizar las presiones naturales que limitan sus poblaciones, debido a que tenemos poco o ningún control sobre estas variables. Entre las presiones de origen antropogénico se encuentran las siguientes:

1] Colisiones con cables de conducción de energía, edificios y mortandad a lo largo de carreteras (Bevanger 1998).
2] Caza incidental y persecución directa (Bildstein *et al.* 2008).
3] Contaminación por plaguicidas, metales pesados y otros factores (magnificada en este eslabón trófico por efecto de la bioacumulación) (Elliot *et al.* 2007).
4] Escasez de recursos alimenticios y hábitats de forrajeo durante la migración (vegetación de diferentes tipos, lagunas costeras, entre otras) (Farmer *et al.* 2008).
5] Disponibilidad de hábitats adecuados para la temporada no reproductiva (Widén 1994).

Debido a que no se dispone de información específica sobre el efecto de estas causas de mortandad, esta es una lista no exhaustiva, sin una jerarquía por orden de importancia.

11.4.3 Proyectos de conservación en México

Las medidas más importantes de protección para las rapaces migratorias en México son la reducción de riesgos a lo largo de sus rutas migratorias y la conservación de hábitats de forrajeo y descanso, así como de sus áreas de permanencia durante la época no reproductiva (Ruelas *et al.* 2005; Farmer *et al.* 2008).

Hay muy pocos proyectos de conservación enfocados específicamente a las rapaces migratorias. Si bien la conservación de áreas protegidas contribuye con algunas de las necesidades de hábitats de forrajeo durante la migración y de hábitats en la temporada no reproductiva, no sabemos cuál es la contribución relativa de esta herramienta de conservación en las poblaciones de estas aves.

Se han hecho algunos esfuerzos para mitigar el daño que ocasionan las líneas de conducción eléctrica a rapaces, como resultado de talleres donde se estimó el impacto de esta infraestructura, pero no tenemos conocimiento de cambios en el diseño y reemplazo de las torres que soportan estas líneas para prevenir electrocuciones o colisiones, tampoco tenemos noticia de cambios sustanciales en la localización de líneas de conducción en zonas de alto riesgo para aves migratorias.

En relación con la caza y persecución directa, el marco legal previsto en la Norma Oficial Mexicana protege a la mayoría de las especies, pero rara vez se aplica, por lo que esta medida permanece como una iniciativa con buenas intenciones que se queda en papel, pues se utiliza de manera muy limitada (Farmer *et al.* 2008).

La contaminación que provocan diferentes fuentes se encuentra regulada de manera muy laxa y se desconocen los efectos directos en las rapaces y otras especies de fauna silvestre (Elliot *et al.* 2007).

En todo el país tenemos conocimiento de uno o dos programas de conservación enfocados a rapaces y zopilotes migratorios que han desarrollado actividades de monitoreo de poblaciones, programas educativos y algunas iniciativas para la identificación y protección de hábitats críticos. En el panorama actual de conservación de aves migratorias en nuestro país, probablemente las rapaces y zopilotes migratorios sean el grupo con la necesidad más crítica de atención.

11.4.4 Temas de investigación prioritarios para la conservación

Es difícil sugerir alternativas de conservación si no se dispone de un estudio detallado que identifique con claridad la problemática de estas aves. La mayoría de los temas que se mencionan a continuación apuntan a cuantificar el efecto de cada uno de estos riesgos y a identificar problemas no considerados en esta lista. Posiblemente las actividades enfocadas a la conservación de hábitats sean las de mayor importancia, pero no se descarta que otras presiones directas a lo largo de las rutas de migración (como la instalación de turbinas para generar energía eólica en el Istmo de Tehuantepec) se conviertan en problemas de escala mayor.

Para priorizar las actividades de conservación de hábitats es necesario:

1] Identificar las especies con necesidades de atención crítica.
2] Conocer y determinar la importancia relativa de las rutas de migración en el país.
3] Identificar los remanentes de hábitats de forrajeo y descanso a lo largo de las rutas migratorias importantes.
4] Determinar la diversidad y abundancia de rapaces y zopilotes migratorios por hábitat y región.

Para influir en la reducción de otras presiones directas se requiere:

5] Determinar el efecto de diferentes tipos de infraestructura en poblaciones migratorias.
6] Cuantificar el efecto de la caza incidental y la persecución directa.
7] Identificar las fuentes de contaminación y cuantificar el efecto relativo de estas en las poblaciones migratorias.

Responder estas preguntas básicas será de gran valor para elaborar un plan de acción para la conservación de este importante grupo de aves migratorias, y debido a la importancia de México como ruta de migración de estas aves y territorio de destino, sus efectos tendrán alcances de escala continental.

11.5 Colibríes

11.5.1 Introducción

La distribución global de los colibríes (familia Trochilidae, orden Apodiformes) se restringe al continente americano (Johnsgard 1997). Se creía que el grupo había evolucionado exclusivamente en el Nuevo Mundo, pero el descubrimiento en 2004 en Alemania de un fósil de al menos 30 millones de años sugiere una historia evolutiva más compleja (Mayr 2005). Con unas 320 a 340 especies, esta familia es la segunda más grande de América. La familia Trochilidae se distingue porque está constituida por especies de pequeño tamaño corporal (incluye los pájaros más pequeños del mundo), un alto metabolismo, la iridiscencia de su plumaje, sus adaptaciones anatómicas y fisiológicas a una dieta especializada en néctar, las adaptaciones anatómicas que le permiten realizar vuelos estacionarios con un rápido movimiento de las alas de hasta 70 aleteos por segundo, y la capacidad de algunas especies de disminuir su temperatura corporal y su metabolismo durante la noche. Se conoce poco sobre la ecología, muda, reproducción y requerimientos de alimentación y hábitat de este grupo ya que ha sido poco estudiado (Johnsgard 1997).

11.5.2 Valor y usos

Los colibríes fueron un elemento importante del arte plumario mexicano en tiempos prehispánicos, pero sus plumas ya no se utilizan para este fin. En algunas comunidades puede tener un uso medicinal o místico-religioso; los aztecas y los tarascos incluyen en su mitología

historias sobre los colibríes, y ambas culturas nombraron ciudades en su honor (Huitzilán y Tzintzuntzan, respectivamente) (Navarijo-Ornelas 2001). En prácticamente todas las culturas tiene una doble interpretación, por un lado se le relaciona con las deidades de la fertilidad y el amor y por otro con los dioses de la guerra y la valentía (McKinnon 2005). El colibrí siempre ha tenido un valor notable como inspiración artística. También es importante en la investigación científica en las ramas de la ecofisiología, anatomía y ecología, entre otras. El valor o "uso" mejor reconocido es el servicio que prestan como polinizadores, ya que mueven grandes cantidades de granos de polen entre flores de diferentes plantas durante sus actividades de alimentación. Por su característica migratoria, los colibríes son vínculos importantes en el flujo genético reproductivo entre poblaciones distantes de plantas en diferentes ecosistemas a través de gradientes latitudinales y altitudinales. Por su efecto positivo sobre las plantas, influyen indirectamente en otras especies de polinizadores no migratorios y por esta razón se les considera especies clave (*keystone*) en el paisaje. Se cree que la estructura floral y los patrones de producción de néctar de muchas especies de plantas es producto de procesos coevolutivos, presentes o pasados, con los colibríes polinizadores (Johnsgard 1997). Los colibríes también han coevolucionado con ácaros florales (Mesostigmata: Ascidae) que habitan en flores de la familia Campanulaceae, entre otras, que los utilizan como su principal modo de transporte para colonizar nuevas flores (Proctor y Owens 2000).

11.5.3 Riqueza de especies y distribución geográfica

En México se han registrado un total de 57 especies de colibríes distribuidos en 27 géneros y dos subfamilias (Phaethornithinae con dos especies del género *Phaethornis*, y Trochilinae con 55 especies de 26 géneros). Los géneros con mayor número de especies son: *Amazilia* (nueve especies), *Campylopterus* (cuatro) y *Selasphorus*, *Lampornis*, *Hylocharis*, *Eupherusa* y *Chlorostilbon* con tres especies cada uno (AOU 1998). México alberga 48% de todas las especies de colibríes que habitan al norte del Istmo de Panamá y aproximadamente 17% del total estimado de especies de colibríes en el planeta.

En el ámbito nacional los colibríes muestran un patrón de riqueza de especies asociado con dos factores: latitud y altitud. Las zonas tropicales y las de montaña son las que albergan el mayor número de colibríes. En las montañas de México habitan un total de 42 especies, mientras que en las planicies costeras del Istmo de Tehuantepec y de la Península de Yucatán se encuentran 32. En el Altiplano solo habitan unas 10 especies. Unas 23 habitan exclusivamente en zonas de montañas y 14 especies son exclusivas de las planicies. Ninguna especie de colibrí está restringida al Altiplano. Las montañas y las planicies comparten 10 especies, las montañas y el Altiplano tres, y siete especies se encuentran en las tres categorías fisiográficas. Los estados con el mayor número de especies de colibríes son aquellos que se localizan en zonas tropicales que albergan zonas montañosas. Oaxaca y Chiapas tienen el mayor número con al menos 37 y 42 especies, respectivamente. Le siguen Guerrero y Veracruz con alrededor de 30 especies cada uno, y Jalisco y Puebla con unas 25 cada uno (Howell y Webb 1995; Johnsgard 1997; AOU 1998; Del Hoyo *et al.* 1999).

11.5.4 Migración

Una muy alta proporción de las especies mexicanas de colibríes son migratorias. De las 57 especies con que cuenta nuestro país, 13 especies (23%) realizan migraciones internacionales de larga distancia; la totalidad de la población de cinco de estas deja el país en el verano (Howell y Webb 1995; Del Hoyo *et al.* 1999). El caso extremo es *Selasphorus rufus*, que recorre más de 4 600 km desde México hasta el sur de Alaska, lo que le confiere la distinción de ser la especie de ave que realiza la migración más larga del planeta en relación con su tamaño corporal: se traslada 48.6 millones de veces el tamaño de su cuerpo (Del Hoyo *et al.* 1999). La mayoría, si no es que todas, de las especies de colibríes residentes, incluidas las endémicas, también llevan a cabo migraciones locales y regionales, muchas veces a través de gradientes altitudinales. Sin embargo, no hay mucha información sobre su ecología y movimientos (Ornelas y Arizmendi 1995).

11.5.5 Endemismo

Doce especies de colibríes son endémicas de México. En la clasificación subespecífica, el grado de endemismo aumenta considerablemente, ya que hay diferentes subespecies con ámbitos geográficos muy restringidos, pero se requieren más estudios para determinar la diversidad subespecífica y su distribución. De estas 12 especies, siete están restringidas a las montañas, cuatro a las planicies tropicales y una comparte montañas y planicies. Los estados de Guerrero y Oaxaca albergan el mayor número

de especies endémicas (siete y seis, respectivamente), y cada uno se distingue porque tiene una especie endémica del estado. De las ocho especies restringidas a las montañas o que comparten montaña y planicie, siete son de la región Occidente (centro y sur) y una se extiende del Occidente al Oriente a través del Eje Volcánico Transversal. De las cuatro especies endémicas de las planicies dos son del Sureste, una del Occidente sur y una de Baja California Sur (Navarro y Benítez 1993).

Once especies son pseudoendémicas de México, es decir, más de 90% de su ámbito geográfico total o durante el invierno se encuentra exclusivamente en México, y por tanto el país es el principal responsable de su conservación durante al menos un periodo del año. Sin embargo, la distribución de estas especies pseudoendémicas es muy diferente al de las endémicas. Nueve especies son visitantes de invierno o tienen un componente de su población que realiza migraciones internacionales de larga distancia. Solo cuatro especies están restringidas a las montañas o comparten las montañas y las planicies. En contraste, la mayoría (siete) se encuentran en el Altiplano, zona que comparten con las planicies y las montañas. A diferencia de las especies endémicas, las pseudoendémicas se distribuyen por toda la República al norte del Istmo de Tehuantepec, y son escasas en el sur y sureste (Navarro y Benítez 1993; Torres-Chávez y Navarro 2000).

11.5.6 Requerimientos de hábitat

La mayoría de las especies de colibríes de México (52) utilizan bosques abiertos, claros en los bosques, bordes, vegetación perturbada y jardines de zonas urbanas, entre otros hábitats. Al parecer, solamente cinco especies requieren bosques maduros con poca perturbación. Sin embargo, muchas de las especies que se encuentran en bordes y claros de bosque podrían necesitar áreas perturbadas, pero en pequeña escala, en el contexto de una matriz paisajística forestal. Es decir, para subsistir requieren un régimen de perturbación con características espaciales y temporales que produzcan un mosaico de parches de perturbación dentro de un bosque, y no áreas extensas perturbadas. Determinar las necesidades de hábitat de las especies de colibríes es una línea de investigación aplicada prioritaria en ecosistemas forestales, especialmente en las regiones de montaña y las planicies de selvas húmedas (AOU 1998, Howell y Webb 1995, Del Hoyo *et al.* 1999).

11.5.7 Estado de conservación y tendencias poblacionales

El estado de conservación o amenaza de las especies de colibríes de México se ha evaluado con diferentes métodos o criterios. En este análisis se integran los resultados de las evaluaciones realizadas por el gobierno mexicano (NOM-059-SEMARNAT-2001, Semarnat 2002b), el consorcio de conservación de aves Partners in Flight y la UICN en colaboración con BirdLife International. La UICN Red List of Threatened Species incluye un total de 51 especies de colibríes de toda América en alguna categoría de riesgo de conservación; de estas, seis especies son mexicanas (UICN 2007). Un total de 20 (35%) de las especies de colibríes de México están en alguna categoría de protección, según el gobierno mexicano. Para dos especies la población protegida se restringe a las subespecies que habitan las Islas Tres Marías (*Amazilia rutila graysoni* y *Cynanthus latirostris lawrencei*). De los 20 taxa protegidos, todas son especies residentes (ninguna realiza migraciones de larga distancia), dos están en peligro de extinción (*Doricha eliza, Lophornis brachylophus*), seis están amenazadas (*Amazilia viridifrons, Atthis ellioti, Eupherusa cyanophrys, Eupherusa poliocerca, Lamprolaima rhami, Tilmatura dupontii*) y 12 requieren protección especial (*Abeillia abeillei, Amazilia rutila graysoni, Campylopterus excellens, Campylopterus rufus, Cynanthus latirostris lawrencei, Doricha enicura, Heliomaster longirostris, Heliothryx barroti, Lampornis viridipallens, Lophornis helenae, Phaethornis striigularis,*[1] *Thalurania ridgwayi*) (Semarnat 2002b). De acuerdo con las categorías de Bird Life Internacional y la UICN, dos especies están "casi amenazadas" (NT, *Campylopterus excellens, Doricha eliza*), dos "amenazadas" (VU, *Eupherusa poliocerca, Thalurania ridgwayi*), una está "en peligro de extinción" (EN, *Eupherusa cyanophrys*) y una está "críticamente en peligro de extinción" (CR, *Lophornis brachylophus*) (UICN 2007).

De las 12 especies endémicas del país, dos están en peligro de extinción, dos se encuentran amenazadas y dos más están en una categoría de protección especial por la NOM-059-SEMARNAT-2001 (Semarnat 2002b). Estas mismas especies, la UICN y BirdLife International las clasifica con algún grado de amenaza. De las 11 especies pseudoendémicas del país solo una se considera amenzada (NOM-059-SEMARNAT-2001); sin embargo, el consorcio Partners in Flight estima que cuatro de ellas tienen importancia continental, pues su conservación se podría ver amenazada en Canadá y Estados Unidos (*Selasphorus rufus, Calypte costae, Selasphorus sasin, Stellula calliope*).

Todas las especies de colibríes están incluidas en el Apéndice II de la Cites.

No existen datos que abarquen todo el país sobre las tendencias poblacionales de los colibríes. El monitoreo de poblaciones con redes de niebla durante 18 años consecutivos en la Estación Científica Las Joyas, Sierra de Manantlán, muestra que las poblaciones de colibríes son susceptibles a cambios locales en la composición de la vegetación resultado de la sucesión forestal. Las poblaciones muestran amplias fluctuaciones durante el transcurso del año, y "colonizan" áreas recién abiertas por perturbaciones como incendios forestales (Contreras y Santana datos no publicados). Sin embargo, a pesar de su dieta compartida especializada en néctar, no todas las especies de colibríes responden de igual manera a los cambios en su ambiente.

11.5.8 Amenazas a la población

La principal amenaza para las poblaciones de colibríes es la pérdida de hábitat. Otros factores como la sobreexplotación para comercio o alimentación, la introducción de especies exóticas y la contaminación no representan riesgos importantes en la actualidad. El cambio climático global, que se prevé causará una disminución de los bosques húmedos de montaña, podría convertirse en una importante amenaza de extinción en el futuro (Peterson *et al.* 2002; Gordo y Sanz 2005; Viser y Both 2005). Si bien algunas especies requieren perturbaciones ambientales que generen mosaicos paisajísticos con estados tempranos de sucesión, la transformación permanente del terreno a pastizales, para agricultura o uso urbano es negativa para la mayoría de las especies (National Research Council 2007).

11.6 Otras aves y sus generalidades

11.6.1 Migración

Las aves son probablemente los animales con mayor capacidad de movimiento en la Tierra. Algunas especies viajan entre el Ártico y el Antártico todos los años (*Sterna paradisea*, Artic Tern); de estos movimientos, los más grandes se dan entre las regiones templadas del norte de los continentes hacia el ecuador en invierno, para regresar la siguiente primavera a reproducirse en estos mismos sitios. Este proceso de movimientos sincrónicos y masivos de grupos de animales se conoce como migración.

La migración de las aves en Norteamérica la han estudiado en detalle numerosos investigadores en las últimas dos décadas. Se reconocen 340 especies de aves que se reproducen al norte del Trópico de Cáncer y pasan el invierno al sur de este (Rappole 1995). De estas, 117 son acuáticas y 223 terrestres. Algunas de estas especies tienen poblaciones residentes en los trópicos y otras que migran (Rappole 1995). Entre las aves acuáticas, 51 tienen poblaciones migratorias y residentes y 66 son solo migratorias, mientras que para las aves terrestres 108 tienen poblaciones residentes y migratorias y 115 son solo migratorias.

Se conoce también que durante la migración estas especies utilizan corredores que pueden resumirse en cuatro grandes rutas (Lincoln *et al.* 1998). La ruta del Océano Atlántico, usada por pocas especies que vuelan de Nueva Escocia y el este de Canadá hasta Sudamérica sobre el Atlántico. La siguiente, llamada de las costas del Atlántico, la utilizan especies que migran desde Florida y el sureste de Estados Unidos a México y las Antillas cruzando el Golfo de México. La siguiente es la que recorren las aves del este de las Rocallosas que migran a México, Centro y Sudamérica cruzando el Golfo de México o las zonas costeras de México. La última es la ruta del oeste donde las aves del oeste de Estados Unidos y Canadá migran ya sea vía las costas de la vertiente del Pacífico o utilizando las cadenas montañosas como corredores (Sierra Madre Occidental, Sierra Madre del Sur, Eje Neovolcánico Transversal) (Fig. 11.7).

11.6.2 Aves terrestres

Las aves terrestres migratorias forman un grupo numeroso de especies (223) que forman parte de las comunidades de aves en México por periodos que varían desde los pocos días, para las especies que solo son transitorias, hasta siete u ocho meses para las que pasan el invierno en nuestro territorio. Forman un componente importante de las avifaunas conocidas en el país: alrededor de 30% de las especies que las componen.

Son especies que enfrentan amenazas tanto en sus sitios de reproducción —donde la destrucción de su hábitat debido a la agricultura, el pastoreo y la extracción de madera es grande— como por efectos de reducción del hábitat en los trópicos, donde este fenómeno también es importante. Adicionalmente, la mortalidad asociada a la migración es alta (Rappole 1995) (recuadro 11.1)

De las aves terrestres, cinco grupos sobresalen por la gran cantidad de especies migratorias que contienen. Pri-

mero las rapaces que incluyen 15 especies de aves que realizan movimientos migratorios (véanse el apartado 11.4 y el cuadro 11.2). De este tipo de aves, son las de mayor tamaño.

Algunas de estas especies la NOM-059-SEMARNAT-2001 las clasifica en protección especial, mientras que solo *Falco mexicanus* se considera como amenazado en las normas mexicanas. Ciertas investigaciones informan fuertes decrementos poblacionales para algunas de estas especies (referencias del cuadro 11.2). De acuerdo con el censo de reproductoras en Estados Unidos (Sauer *et al.* 2004), solamente *Circus cyaneus* presenta disminuciones poblacionales significativas. En México no se tienen datos de la población a largo o mediano plazos para rapaces, por lo que su estudio sería muy recomendable.

Otro grupo numeroso que tiene poblaciones migratorias y residentes, así como especies completamente migratorias son los colibríes (Aves: Apodiformes) (véanse el apartado 11.5 y el cuadro 11.3).

Mucho se ha hablado acerca de la posible disminución en las poblaciones de los colibríes migratorios, especialmente de *Selasphorus rufus* que sin duda es la especie de colibrí mas estudiada en Norteamérica. El censo de aves reproductoras de Norteamérica (Breeding Bird Survey <*http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/bbs/bbs.html*>) muestra que en las últimas cuatro décadas las detecciones de la especie han disminuido notablemente. Sin embargo, al consultar la misma información en una base de datos más reciente elaborada por el Laboratorio de Ornitología en Cornell (eBird <*http://www.ebird.org/content*>), los cambios en las frecuencias de detección no son significativos (2000-2005). En México no se tiene documentado que alguna de las especies migratorias esté declinando o tenga alguna amenaza potencial.

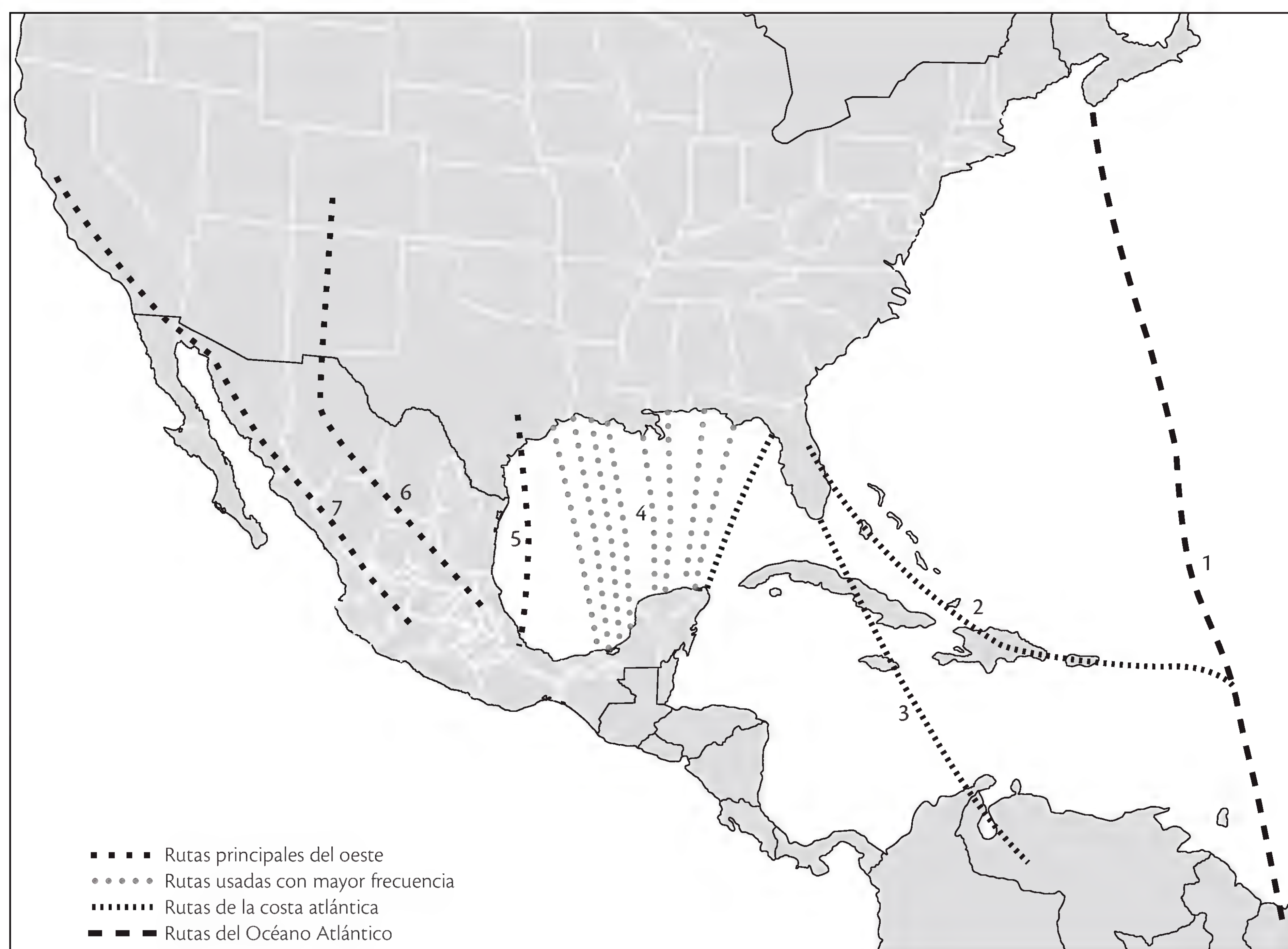


Figura 11.7 Principales rutas migratorias descritas para las aves de Norteamérica. Fuente: Lincoln *et al.* (1998).

Cuadro 11.2 Especies del orden Falconiformes en Norteamérica

Nombre científico	Nombre común	Residentes	Migratorias	NOM-059-SEMARNAT-2001	Declinan
Pandion haliaetus	Gavilán pescador	•	•		
Elanoides forficatus	Milano tijereta	•	•	Pr	
Ictinia mississippiensis	Milano de Misisipi	•	•	Pr	
Circus cyaneus	Gavilán rastrero	•	•		•[1]
Accipiter striatus	Gavilán pecho rufo	•	•	Pr	•[2]
Accipiter cooperii	Gavilán de Cooper	•	•	Pr	
Buteogallus anthracinus	Aguililla-negra menor	•	•	Pr	
Buteo platypterus	Aguililla ala ancha	•	•	Pr	•[3,4]
Buteo swainsoni	Aguililla de Swainson		•	Pr	•[5]
Buteo jamaicensis	Aguililla cola roja	•	•		
Buteo regalis	Aguililla real		•	Pr	
Falco sparverius	Cernícalo americano	•	•		•[6]
Falco columbarius	Halcón esmerejón		•		
Falco peregrinus	Halcón peregrino	•	•	Pr	
Falco mexicanus	Halcón mexicano		•	A	

Pr = sujeta a protección especial; A = amenazada.
Notas: algunas especies presentan poblaciones residentes en México y poblaciones que migran latitudinalmente. Los nombres comunes fueron tomados de Escalante Pliego *et al.* (1996).
Fuentes: [1] Sauer et al. (2004); [2] Temple y Temple (1976); [3] Bednarz *et al.* (1990); [4] Titus *et al.* (1990); [5] Steidl *et al.* (1991); [6] Bednarz *et al.* (1990).

Cuadro 11.3 Especies de colibríes completamente migratorias o que tienen poblaciones migratorias

Apodiformes		Residentes	Migratorias	NOM-059-SEMARNAT-2001	Declinan
Cynanthus latirostris (*C. latirostris lawrencei*)	Colibrí pico ancho	•	•	Pr	
Amazilia yucatanensis	Colibrí yucateco	•	•		
Amazilia violiceps	Colibrí corona violeta	•	•		
Lampornis clemenciae	Colibrí garganta azul	•	•		
Eugenes fulgens	Colibrí magnífico	•	•		
Archilochus colubris	Colibrí garganta rubí		•		•[1,2]
Archilochus alexandri	Colibrí barba negra		•		
Calypte anna	Colibrí cabeza roja		•		
Calypte costae	Colibrí cabeza violeta		•		
Stellula calliope	Colibrí garganta rayada		•		
Selasphorus platycercus	Zumbador cola ancha	•	•		
Selasphorus rufus	Zumbador rufo		•		•[3]
Selasphorus sasin	Zumbador de Allen		•		

Pr = sujeta a protección especial.
Nota: los nombres comunes fueron tomados de Escalante Pliego *et al.* (1996).
Fuentes: [1] Briggs y Criswell (1979); [2] Robbins (1979), Sauer *et al.* (2004).

Recuadro 11.1 Iniciativa Trinacional Guacamayas Sin Fronteras: estrategia regional y plan de acción 2001-2005 para la conservación de la guacamaya roja (*Ara macao cyanoptera*) en la selva maya de Belice, Guatemala y México

Eduardo E. Íñigo Elías

Esta iniciativa surge a partir de los resultados obtenidos en dos talleres trinacionales que se realizaron en Chiapas, en 1998 y 2001, para la conservación de la guacamaya roja, subespecie amenazada que comparten varias naciones en la selva maya. Esta iniciativa la consolidan diversas instituciones y personas a partir de febrero de 2001, después del II taller "Desarrollo de una estrategia regional de conservación para la guacamaya roja (*Ara macao cyanoptera*) en la selva maya de Belice, Guatemala y México", en la Estación de Biología Tropical Chajul en la Reserva de la Biosfera Montes Azules. Este proyecto agrupa a personas e instituciones de los tres países que de manera voluntaria desean sumar sus esfuerzos aislados y participar integralmente en la conservación de la especie y sus hábitats en esta parte de la región maya.

Como resultado de estos talleres y debido a la fuerte declinación de la población y sus hábitats, como las selvas alta, mediana y riparia en estos países, surgió la necesidad de desarrollar e implementar una estrategia común para la conservación de la especie. El propósito de esta estrategia fue disponer de un marco de trabajo en la zona y un plan de acción entre 2001-2005 que permitiera la evaluación periódica de la población regional de la guacamaya roja en la selva maya, así como crear un instrumento que sugiera, dirija y mida los esfuerzos de conservación a largo plazo de esta especie en vida silvestre en la zona.

Esta estrategia tiene la intención de ser un proyecto abierto a revisiones y actualizaciones sistemáticas conforme evolucione el trabajo de la iniciativa, aumente el conocimiento sobre la biología de la especies y sus requerimientos para coexistir en los ecosistemas de la región, en tanto se identifiquen nuevas amenazas para la especie o sus hábitats y existan más recursos financieros y humanos para ampliar acciones concretas.

Se espera que en 10 años la población silvestre de *Ara macao cyanoptera* de la región de la selva maya en Belice, Guatemala y México tenga un tamaño que garantice su viabilidad a largo plazo, además de que su hábitat y los recursos indispensables —principalmente para anidación y alimentación— se encuentren bien protegidos. La interconexión y el buen estado de estos bosques permiten conservar los procesos ecológicos que han mantenido a la especie y su hábitat. La sociedad en general participa activa y genuinamente en las acciones de conservación y manejo, por lo que el marco jurídico para la protección de la especie y su hábitat es completo, sólido, fundamentado y se está aplicando adecuadamente. Mediante las acciones de conservación para la guacamaya logramos proteger el ecosistema y su hábitat con muchas otras especies, así como los servicios ambientales que provee a la región, lo cual repercute en beneficio de la humanidad y de la vida en el planeta.

En un análisis reciente de la información que se está generando acerca de la distribución y biología de las poblaciones de colibríes, Arizmendi *et al.* (2008) sugieren que alrededor de las ciudades las densidades de estos organismos están aumentando, así como el número de especies. Una posible causa es el uso cada vez más frecuente de bebederos artificiales para atraer a los colibríes a las casas, lo cual sin duda aumenta la capacidad de carga de los ambientes, que pueden soportar mayores densidades de animales (Arizmendi *et al* 2006) El efecto de este fenómeno sobre las plantas silvestres polinizadas por estos animales es poco conocido, pero un estudio preliminar en el parque ecológico Ajusco Medio mostró que la producción de semillas de al menos dos especies del género *Salvia*, baja significativamente si se colocan bebederos cerca de las plantas, comparado con plantas sin beberos en su entorno (Arizmendi *et al.* 2008).

En el orden Passeriformes, que incluye la mayor variedad de especies terrestres de aves de México, dos familias se caracterizan porque presentan números altos de especies migratorias: Tyrannidae, que incluye a los papamoscas y reyezuelos, y Parulidae, que incluye a los chipes y reinitas.

Los papamoscas son especies altamente insectívoras en sus sitios de reproducción, pero cuando migran y llegan a los trópicos se unen a chipes y vireos y forman bandas mixtas de forrajeo que buscan principalmente frutos. Estas bandas utilizan hábitats bien conservados y secundarios (Hutto 1986) (cuadro 11.4).

En general los papamoscas que migran en México son

Cuadro 11.4 Especies de papamoscas completamente migratorias o que tienen poblaciones migratorias

Tyrannidae	Nombre común	Residentes	Migratorias	NOM-059-SEMARNAT-2001	Declinan
Camptostoma imberbe	Mosquero lampiño	•	•		
Contopus cooperi	Pibí boreal		•		•[1]
Contopus pertinax	Pibí tengofrío	•	•		
Contopus sordidulus	Pibí occidental	•	•		•[1,2]
Contopus virens	Pibí oriental		•		•[1,3,4,5,6]
Empidonax flaviventris	Mosquero vientre amarillo		•		•[7]
Empidonax virescens	Mosquero verdoso		•		•[4,5]
Empidonax alnorum	Mosquero ailero		•		
Empidonax traillii	Mosquero saucero		•		
Empidonax minimus	Mosquero mínimo		•		•[1,7,8,9,10]
Empidonax hammondii	Mosquero de Hammond		•		
Empidonax wrightii	Mosquero gris		•		
Empidonax oberholseri	Mosquero oscuro		•		•[1]
Empidonax difficilis	Mosquero californiano	•	•		
Empidonax occidentalis	Mosquero barranqueño	•	•		
Empidonax fulvifrons	Mosquero pecho leonado	•	•		
Sayornis phoebe	Papamoscas fibí		•		
Sayornis saya	Papamoscas llanero		•		
Pyrocephalus rubinus	Mosquero cardenal	•	•		
Myiarchus tuberculifer	Papamoscas triste	•	•		
Myiarchus cinerascens	Papamoscas cenizo	•	•		
Myiarchus crinitus	Papamoscas viajero		•		•[4,5,11]
Myiarchus tyrannulus	Papamoscas tirano	•	•		
Myiodynastes luteiventris	Papamoscas atigrado	•	•		
Tyrannus melancholicus	Tirano tropical	•	•		
Tyrannus couchii	Tirano silbador	•	•		
Tyrannus vociferans	Tirano gritón		•		
Tyrannus crassirostris	Tirano pico grueso	•	•		
Tyrannus verticalis	Tirano pálido		•		
Tyrannus tyrannus	Tirano dorso negro		•		•[1]
Tyrannus dominicensis	Tirano gris	•	•		
Tyrannus forficatus	Tirano-tijereta rosado		•		•[12]

Nota: los nombres comunes fueron tomados de Escalante Pliego *et al.* (1996).

Fuentes: [1] en descenso de acuerdo con Sauer *et al.* (2004); [2] Sharp (1985); [3] Sauer y Droege (1992); [4] Briggs y Criswell (1979); [5] Robbins (1979); [6] Serrao (1985); [7] Hussell *et al.* (1992); [8] Ambuel y Temple (1982); [9] Holmes y Sherry (1988); [10] Witham y Hunter (1992); [11] Criswell (1975); [12] Titus *et al.* (1990).

abundantes y poco se sabe acerca de las variaciones en sus números en los sitios invernales. En sus lugares de reproducción hay evidencias de que al menos 11 especies han disminuido de manera significativa en las últimas décadas. En la ley mexicana ninguna de estas especies se considera amenazada, pero no se tienen datos a mediano o largo plazos acerca de nuestras avifaunas, por lo que es difícil determinar el estatus de estas especies.

Seis especies presentan importantes tendencias poblacionales negativas en las últimas décadas, según el censo de aves reproductoras de Norteamérica: *Contopus cooperi* (−3.42), *C. virens* (−1.76), *C. sordidulus* (−1.23), *Empidonax oberholseri* (−1.23), *E. minimus* (−1.11) y *Tyrannus tyrannus* (−0.95). Es recomendable poner atención especial en los estudios de estas especies en los sitios invernales.

Los chipes o reinitas son las aves migratorias más estudiadas en América. Se han documentado un total de 49 especies de este grupo con poblaciones migratorias, de las cuales 34 son exclusivamente migratorias (cuadro 11.5).

En este grupo se han registrado a 35 especies declinando, lo que representa 71.4% de todas las especies. Los chipes son insectívoros frugívoros y usan bosques de coníferas y vegetación riparia para su reproducción y en invierno pueden encontrarse en una variedad de hábitats que incluye bordes de hábitats tropicales.

Diez especies muestran tendencias poblacionales negativas importantes, según el censo de aves reproductoras de Norteamérica: *Dendroica caerulea* (−3.78), *D. discolor* (−1.97), *Wilsonia canadensis* (−1.68), *W. pusilla* (−1.33), *Protonotaria citrea* (−1.32), *Vermivora celata* (−1.18), *Oporornis philadelphia* (−1.08), *Oporornis formosus* (−0.99), *Dendroica pensylvanica* (−0.55) y *Geothlypis trichas* (−0.32). En México no se conoce en detalle el estado de las poblaciones de estas especies, pero dado que en sus sitios de reproducción están declinando, sería recomendable estudiar su biología poblacional en detalle.

De los demás paseriformes solo mencionamos las especies que se ha reportado que están declinando, y de las cuales consideramos que se deben estudiar en México. Para todas estas especies se conoce poco acerca de su biología y ecología en los sitios de invierno. La lista completa de las especies migratorias que se informa que están disminuyendo se presenta en el apéndice 11.1 (en el CD 3).

Entre los vireos, por ejemplo, se sabe que solo seis (*Vireo belli, V. griseus, V. solitarius, V. flavifrons, V. gilvus* y *V. olivaceus*) de sus 13 especies migratorias se encuentran en problemas, y solo en un caso los decrementos son sostenidos y significativos: *Vireo belli* (−2.42).

En el caso de especies que además de tener problemas de conservación por pérdida de hábitat y otros relacionados con esto, tienen amenazas fuertes por el comercio de aves para el mercado de mascotas, podemos mencionar el grupo de las paserinas. En este caso se reconocen cinco especies migratorias de las cuales tres se sabe que están disminuyendo (*Passerina amoena, P. ciris* y *P. cyanea*), dos de ellas (*Passerina ciris,* −1.88, y *P. cyanea* −0.58) de manera notable de acuerdo con el BBS. La NOM-059-SEMARANT-2001 no incluye ninguna de estas especies; más aún, algunas de ellas han estado sujetas a aprovechamiento durante las últimas décadas en México.

En el grupo de las calandrias, también utilizadas en el mercado de mascotas, se han registrado 10 especies como migratorias neotropicales, de las cuales tres presentan disminuciones notables: *Icterus spurius* (−0.77), *Icterus bullockii* (−0.92) e *Icterus galbula* (−0.72). Ninguna de las especies migratorias está considerada en la NOM-059-SEMARNAT-2001.

Por último, las aves que habitan pastizales —como algunos gorriones— también presentan en sus hábitats de reproducción tendencias poblacionales negativas, dada la fuerte presión que han experimentado estos sitios en las regiones templadas de América. Tres especies muestran tendencias fuertemente negativas que sería recomendable vigilar en el futuro: *Ammodramus savanarum* (−3.65), *Chondestes grammacus* (−2.73) y *Spizella pallida* (−1.17) (Ceballos *et al.* 2002).

11.7 Murciélagos

Los murciélagos representan el segundo grupo más diverso de mamíferos y México es el quinto país con más especies en el mundo: 140 (Ceballos *et al.* 2002). Se han identificado por lo menos 29 especies de murciélagos mexicanos que son migratorias (cuadro 11.6). De estas especies, siete se consideran en riesgo de extinción. Cinco de ellas (*Leptonycteris curasoae, Choeronycteris mexicana, Leptonycteris nivalis, Euderma maculatum* y *Lasionycteris noctivagans)* están incluidas en la legislación mexicana; las tres primeras como amenazadas y las dos últimas bajo protección especial (Semarnat 2002b). Asimismo, la UICN enlista *Leptonycteris curasoae* como amenazada, *Choeronycteris mexicana* en bajo riesgo y *Leptonycteris nivalis* como en peligro de extinción. También incluye otras dos especies de murciélagos migratorios: *Tadarida brasiliensis* y *Eumops underwoodi* como en riesgo bajo de extinción (Hilton-Taylor 2000).

Cuadro 11.5 Especies de chipes completamente migratorias o que tienen poblaciones migratorias

Parulinae	Nombre común	Residentes	Migratorias	NOM-SEMARNAT-059-2001	Declinan
Vermivora pinus	Chipe ala azul		•		
Vermivora chrysoptera	Chipe ala dorada		•		•[1]
Vermivora peregrina	Chipe peregrino		•		•[2,3,4]
Vermivora celata	Chipe corona naranja		•		•[1,4]
Vermivora ruficapilla	Chipe de coronilla		•		•[4,5]
Vermivora virginiae	Chipe de Virginia		•		
Vermivora crissalis	Chipe crisal		•	Pr	
Vermivora luciae	Chipe rabadilla rufa		•		
Parula americana	Parula norteña	•	•		•[2,6,7,8,9]
Dendroica petechia	Chipe amarillo	•	•		•[6,10]
Dendroica pensylvanica	Chipe flanco castaño		•		•[2,4,10,11]
Dendroica magnolia	Chipe de magnolia		•		•[4,11,12,13]
Dendroica tigrina	Chipe atigrado		•		•[2,4,9]
Dendroica caerulescens	Chipe azulnegro		•		•[12]
Dendroica coronata	Chipe coronado	•	•		•[4,5,9,10]
Dendroica nigrescens	Chipe negrogris		•		
Dendroica chrysoparia	Chipe mejilla dorada		•	A	
Dendroica virens	Chipe dorso verde		•		•[1,2,4,11,12,14]
Dendroica townsendi	Chipe negroamarillo		•		
Dendroica occidentalis	Chipe cabeza amarilla		•		
Dendroica fusca	Chipe garganta naranja		•		•[4,16,17,18]
Dendroica dominica	Chipe garganta amarilla	•	•		
Dendroica graciae	Chipe ceja amarilla	•	•		•[1]
Dendroica pinus	Chipe pinero	•	•		•[10]
Dendroica kirtlandii	Gorjeador de Kirtland*		•		
Dendroica discolor	Chipe de pradera	•	•		•[2]
Dendroica palmarum	Chipe playero		•		•[4]
Dendroica castanea	Chipe castaño		•		•[1,2,4]
Dendroica striata	Chipe gorra negra		•		•[2,4,9]
Dendroica cerulea	Chipe cerúleo		•		•[1]
Mniotilta varia	Chipe trepador		•		•[6,8,11,14,15,19]
Setophaga ruticilla	Chipe flameante		•		•[2,5,6,7,8,10,11,15,19,20]
Protonotaria citrea	Chipe dorado		•		•[1]
Helmitheros vermivorus	Chipe gusanero		•		•[2,5,8]
Limnothlypis swainsonii	Chipe corona café		•	Pr	
Seiurus aurocapillus	Chipe suelero		•		•[2,5,6,7,8,11,12,14,15,19,20]
Seiurus noveboracensis	Chipe charquero		•		•[4,5,11]
Seiurus motacilla	Chipe arroyero		•		•[6,8]
Oporornis formosus	Chipe patilludo		•		•[1,2,6,7,8]



Cuadro 11.5 [*concluye*]

Parulinae	Nombre común	Residentes	Migratorias	NOM-SEMARNAT-059-2001	Declinan
Oporornis agilis	Reinita ojianillada*		•		
Oporornis philadelphia	Chipe enlutado		•		• [1]
Oporornis tolmiei	Chipe de Tolmie		•	A	• [1]
Geothlypis trichas	Mascarita común	•	•		• [2,6,9,10,21]
Wilsonia citrina	Chipe encapuchado		•		• [6,7,8,11,14,15,18,19]
Wilsonia pusilla	Chipe corona negra		•		• [1,4,5,21]
Wilsonia canadensis	Chipe de collar		•		• [1,2,4,5,11,12,18]
Cardellina rubrifrons	Chipe cara roja	•	•		
Myioborus pictus	Chipe ala blanca	•	•		
Icteria virens	Buscabreña	•	•		• [2,21]

Pr = sujeta a protección especial; A = amenazada.
Nota: los nombres comunes fueron tomados de Escalante Pliego *et al.* (1996), salvo los marcados con asterisco.
Fuentes: [1] Sauer *et al.* (2004); [2] Sauer y Droege (1992); [3] Jones (1986); [4] Stewart (1987); [5] Hussell *et al.* (1992); [6] Briggs y Criswell (1979); [7] Johnston y Winings (1987); [8] Robbins (1979); [9] Hagan *et al.* (1992); [10] Witham y Hunter (1992); [11] Litwin y Smith (1992); [12] Baird (1990); [13] Hall (1984a); [14] Askins y Philbrick (1987); [15] Serrao (1985); [16] Hall (1984b); [17] Holmes y Sherry (1988); [18] Wilcove (1983); [19] Leck *et al.* (1981); [20] Ambuel y Temple (1982); [21] Sharp (1985).

Cuadro 11.6 Especies mexicanas de murciélagos migratorios, distribución, estado de conservación y tamaño típico de las colonias

Nombre científico	Nombre común	Distribución	UICN	NOM-059-SEMARNAT-2001	Se refugian en cuevas	Tamaño típico de las colonias
Euderma maculatum	Murciélago pinto	EUA al centro de México		Protección especial	•	1-10
Lasionycteris noctivagans	Murciélago pelo plateado	EUA al noreste de México		Protección especial		1-10
Pipistrellus hesperus	Pipistrelo del oeste americano	EUA al centro de México			•	1-10
Idionycteris phyllotis	Murciélago-mula de Allen	EUA al sur de México			•	Decenas
Lasiurus ega	Murciélago-cola peluda amarillo	Texas a Argentina				1-10
Lasiurus intermedius	Murciélago-cola peluda norteño	EUA a Centroamérica				1-10
Lasiurus xanthinus	Murciélago-cola peluda de La Laguna	EUA al centro de México				1-10
Promops centralis	Murciélago-mastín mayor	México a Argentina				1-10
Leptonycteris curasoae	Murciélago-hocicudo de Curazao	EUA al norte de Sudamérica	Vulnerable	Amenazado	•	Miles
Choeronycteris mexicana	Murciélago trompudo	Sur de EUA a Guatemala	Riesgo bajo	Amenazado	•	1-10
Leptonycteris nivalis	Murciélago-hocicudo mayor	Sur de EUA a Guatemala	En peligro	Amenazado	•	Cientos
Tadarida brasiliensis	Murciélago-cola suelta brasileño	EUA a Chile y Argentina	Riesgo bajo		•	Cientos de miles



Cuadro 11.6 [*concluye*]

Nombre científico	Nombre común	Distribución	UICN	NOM-059-SEMARNAT-2001	Se refugian en cuevas	Tamaño típico de las colonias
Eumops underwoodi	Murciélago-con bonete de Underwood	EUA a Centroamérica	Riesgo bajo			Decenas
Myotis thysanodes	Miotis bordado	Canadá a México			•	Cientos
Myotis volans	Miotis pata larga	Alaska al centro de México			•	Cientos
Myotis velifer	Miotis mexicano	EUA a Centroamérica			•	Cientos de miles
Nyctinomops femorosaccus	Murciélago-cola suelta de bolsa	EUA a México			•	Decenas
Nyctinomops macrotis	Murciélago-cola suelta mayor	EUA a Sudamérica			•	Decenas
Mormoops megalophylla	Murciélago-barba arrugada norteño	EUA al norte de Sudamérica			•	Miles
Eptesicus fuscus	Murciélago-moreno norteamericano	Canadá al norte de Sudamérica			•	Miles
Myotis californicus	Miotis californiano	Alaska a Guatemala			•	Miles
Myotis ciliolabrum	Miotis cara negra	Canadá al centro de México			•	Miles
Myotis lucifugus	Miotis norteamericano	Alaska al centro de México			•	Miles
Myotis yumanensis	Miotis de Yuma	Canadá al centro de México			•	Miles
Lasiurus blossevillii	Murciélago-cola peluda de Blossevilli	Canadá a Chile y Argentina				1-10
Lasiurus borealis	Murciélago-cola peluda rojizo	Canadá al norte de México				1-10
Lasiurus cinereus	Murciélago-cola peluda canoso	EUA a Chile y Argentina				1-10
Eumops glaucinus	Murciélago-con bonete de Wagner	México a Argentina				Decenas
Eumops perotis	Murciélago-con bonete mayor	EUA a Argentina				Decenas

Fuente: Tuttle *et al.* (2000).

El caso de los murciélagos migratorios es muy diferente respecto a otros grupos de animales migratorios por una razón en particular: en los sitios de hibernación durante la época en que no hay reproducción, ambos sexos se reúnen, de la misma manera que muchos otros animales. Pero durante el verano, cuando los murciélagos migratorios ocupan la parte más norteña de su distribución en el norte de México y sur de Estados Unidos, la gran mayoría, más de 90% de los individuos, son hembras preñadas que llegan a esas regiones para aprovechar la gran abundancia de alimento y así maximizar las probabilidades de supervivencia de las crías (McCracken *et al.* 1994; Russell *et al.* 2005; Cleveland *et al.* 2006). Esto abre una posibilidad adaptativa que los murciélagos han utilizado al máximo, pues en general los ciclos fenológicos que determinan la disponibilidad de alimento se caracterizan por una ausencia casi total de alimento en las regiones templadas durante el invierno, mientras que en general en las zonas tropicales, aunque la abundancia del alimento también fluctúa, está disponible todo el año. Esto posibilita que la mayoría de los machos (y también algunas hembras) permanezcan en esas regiones todo el año. El

segundo aspecto que permite a los murciélagos realizar estas migraciones divididas por sexo es la fecundación interna y la gestación. Por esta razón, los murciélagos copulan en los refugios de invernada y el proceso de desarrollo del feto se inicia y continúa a lo largo de la migración, para culminar en las regiones del norte de la distribución en el verano, cuando las hembras paren a las crías. El resultado: no es necesario que los machos estén con las hembras durante el proceso de nacimiento y crecimiento de la cría.

Aun cuando los murciélagos muestran un aparente éxito demográfico que parece más evidente al entrar a una cueva con miles o cientos de miles de ellos, este grupo de animales se encuentra entre los más frágiles y cuyos números han declinado más estrepitosamente en las últimas décadas (Hutson *et al.* 2001). A principios de los años noventa se documentó una reducción importante en el número de individuos en poblaciones de murciélagos en diversas cuevas, incluso desaparecieron colonias enteras (Anónimo 1991; Moreno, com. pers.). Esto solo corroboró observaciones registradas desde la década anterior y alertó a especialistas de México y Estados Unidos acerca de la necesidad de proteger a los murciélagos y sus ecosistemas por medio de identificar y contrarrestar los factores negativos que afectan sus poblaciones y determinar y crear instrumentos para sus necesidades de conservación. Aunque no existe más evidencia cuantitativa que la citada para mostrar las reducciones poblacionales de murciélagos en México, con frecuencia se han observado cuevas destruidas, daño masivo a murciélagos y vandalismo causado por la ignorancia.

Las amenazas más importantes identificadas y relacionadas con la disminución de poblaciones de murciélagos han sido señaladas y analizadas por Medellín (2003). Entre las más frecuentes, y con consecuencias más severas, se encuentra la destrucción de cuevas y otros refugios masivos que implica la eliminación de miles, cientos de miles o hasta millones de murciélagos, esto se hace con prácticas relativamente fáciles que pueden ser desde encender fuegos dentro de las cuevas hasta dinamitarlas, fumigarlas con gas cianhídrico o incluso tapiarlas por completo. Otra práctica frecuente, resultado de la falta de conocimiento y que debe ser atendida en cuanto se presenta, es la destrucción de refugios de murciélagos como un intento mal informado y peor implementado de controlar colonias de murciélagos hematófagos (Medellín 2003). Los murciélagos vampiros (sobre todo *Desmodus rotundus*) llegan a causar pérdidas económicas importantes porque se alimentan de la sangre de ganado de diversos tipos y ocasionalmente le transmiten el virus rábico, lo que provoca su muerte. Por esa razón, es frecuente que los dueños de ganado tomen en sus manos la iniciativa de destruir las colonias de murciélagos vampiros, pero debido al desconocimiento de la especie *Desmodus rotundus* y de sus hábitos, es común que terminen destruyendo grandes colonias de murciélagos insectívoros, polinívoros o frugívoros, sin el menor daño a los verdaderos causantes del problema y, peor aún, los benefician al abrir nuevos refugios potenciales que ya no están habitados por las especies de murciélagos que originalmente las ocupaban.

Casi 50% de las especies mexicanas se refugian en cuevas (Arita 1993) en las que se reúnen las concentraciones más numerosas conocidas de mamíferos (Medellín *et al.* 1997; Tuttle *et al.* 2000), lo que hace a este grupo particularmente susceptible a la destrucción de estos refugios. Los murciélagos se reúnen en esas cuevas durante el día en densidades mucho mayores que las que forman cuando se encuentran forrajeando en el exterior. De esta forma, una cueva destruida puede representar la muerte de millones de murciélagos que ejercerían sus interacciones ecológicas a lo largo de cientos o hasta miles de kilómetros cuadrados (Cleveland *et al.* 2006). Una segunda amenaza es la destrucción de su hábitat. Por su condición migratoria, este daño se torna aún más severo, pues los murciélagos dependen de la conservación de su hábitat de verano en el norte de México y sur de Estados Unidos, del hábitat de invierno en el centro y sur de México y, en su caso, de los corredores que los interconectan. Aunque la ubicación de los corredores migratorios aún no está bien documentada o entendida, y en algunos casos parece que no hay una estructura de corredor, como en el caso de los murciélagos de cola libre *Tadarida brasiliensis* (Russell *et al.* 2005), en otros casos —como el de los murciélagos polinívoros del género *Leptonycteris*, ambas especies consideradas amenazadas en México y en peligro de extinción en Estados Unidos— se ha planteado la existencia de corredores de néctar que siguen las sierras del este y oeste de México (Buchmann y Nabhan 1996; Wilkinson y Fleming 1996).

Las estrategias de conservación de murciélagos en México no tienen una historia muy larga. Dada su injusta mala reputación, han sido pocos los esfuerzos por conservarlos. Sin embargo, en 1994 se estableció el Programa para la Conservación de los Murciélagos de México y Estados Unidos (PCMM) (Navarro *et al.* 1996), una organización binacional y multisectorial que incorporó a investigadores de ambos países con los objetivos de recuperar

las poblaciones de murciélagos migratorios y luchar contra las amenazas que causaron que diminuyeran de forma tan severa, mediante una estrategia de tres vías que incluyen programas de investigación, acciones de conservación y ciclos de educación ambiental, medidas que se retroalimentan entre sí para lograr el establecimiento de un círculo virtuoso. Posteriormente el PCMM cambió su enfoque para integrar también otras especies de murciélagos, como las especies endémicas y las que incluye la NOM-059-SEMARNAT-2001 en algún grado de amenaza de extinción. Por ello, en la actualidad el programa fundado en 1994 tiene el título de Programa para la Conservación de los Murciélagos de México y está a cargo del Instituto de Ecología de la UNAM. El PCMM, formalizado con el auspicio de la ONG Biociencia, A.C., cuenta con la colaboración de otras ocho universidades del país, diversas instituciones de los tres niveles de gobierno y siete universidades e instituciones de conservación de Estados Unidos. A partir de este proyecto se estableció la North American Bat Conservation Partnership (NABCP), apoyada por la Bat Conservation Internacional. Aunque esta organización se fundó hace ya casi diez años, no se han logrado acciones ni estrategias para promover la conservación de los murciélagos en todo el continente. Posteriormente, en 2005, en el marco del Comité Trilateral para la Conservación y Manejo de Vida Silvestre y Ecosistemas, se propuso crear un grupo de trabajo que se abocara a identificar las prioridades y estrategias para conservar las especies de murciélagos que comparten los tres países de Norteamérica, muchas de las cuales son migratorias. Esta iniciativa fue acogida con interés por el Comité Trilateral como un esfuerzo conjunto de los gobiernos federales de dichos países. Actualmente se están analizando las diversas estrategias, prioridades y acciones que serán implementadas en los próximos años. Por otro lado, en años recientes se ha señalado a los murciélagos como portadores de virus (Cui *et al.* 2008; Chu *et al.* 2008). Sin embargo, es evidente que esta alarma se ha exagerado y que en muchos casos esos estudios han desencadenado ataques injustificados contra los murciélagos (Fenton *et al.* 2006).

Aunque aún hay mucho trabajo por hacer en diversos estados de México, a partir de los proyectos del PCMM en 18 estados y más de 25 cuevas y refugios se ha logrado demostrar la estabilidad o recuperación de todas las colonias de murciélagos monitoreadas por este Programa, mediante acciones de conservación y educación ambiental (Medellín 2003). Además se logró una notable mejoría en la imagen y el conocimiento sobre murciélagos en la población mexicana en general, y en particular entre los niños de zonas rurales aledañas a cuevas importantes y en ciudades particulares (Navarro *et al.* 1996; Medellín 2003; Medellín y Walker 2003; Medellín *et al.* 2004; Krebbs *et al.* 2005).

11.8 Mamíferos marinos

Tradicionalmente se consideran mamíferos marinos a los órdenes Sirenia (manatíes y dugongos) y Cetácea (delfines y ballenas); a las familias Otariidae (lobos marinos), Phocidae (focas), Odobenidae (morsas) en el orden Carnívora; y al oso polar (familia Ursidae) y a la nutria marina (familia Mustelidae), ambos también del orden Carnívora.

En México se tienen registros de una especie de sirenio, 35 de cetáceos, dos de lobos marinos, dos de focas y una de nutria marina. Del total de estas especies, se consideran migratorias la ballena azul (*Balaenopetra musculus*), la ballena gris (*Eschrichtius robustus*) y la ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae*), ya que son las únicas de las que se conoce un movimiento masivo y cíclico de sus poblaciones. Sin embargo es importante considerar otras tres especies que, aunque no presentan migraciones, se han documentado desplazamientos de individuos más allá de nuestras fronteras: la ballena franca del Pacífico norte (*Eubalaena japonicus*), el cachalote (*Physeter macrocephalus*) y la orca (*Orcinus orca*).

11.8.1 Estado de conservación

En la última revisión de la lista de especies amenazadas de cetáceos de la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN) se ubica la ballena azul en "bajo riesgo" (*lower risk*), la ballena gris y la jorobada como "baja preocupación" (*lower concern*), el cachalote como "vulnerable", la ballena franca del Pacífico norte "en peligro" (*endangered*) y la orca como "información deficiente" (*data deficient*) (Cetacean update of the 2008 IUCN red list of threatened species, <*http://cmsdata.iucn.org/downloads/cetacean_table_for_website.pdf*>).

La Cites incluye todos los cetáceos barbados y el cachalote en el Apéndice I (en el que aparecen las especies en mayor peligro en su lista de plantas y animales; su comercio internacional está prohibido). La orca se encuentra en el Apéndice II, en el que se incluyen especies cuyo tráfico comercial está estrictamente regulado con permisos especiales expedidos por las naciones exportadoras.

La NOM-59-SEMARNAT-2001 identifica varias espe-

cies y subspecies de flora y fauna del país clasificadas en alguna categoría de *riesgo*. En esta norma se encuentran todas las especies de cetáceos que habitan aguas mexicanas (Semarnat 2002b). La ballena franca del Pacífico norte está catalogada en peligro de extinción y las otras cuatro especies como sujetas a protección especial.

11.8.2 Amenazas a la conservación

Las principales amenazas para la conservación de las especies consideradas en este trabajo son las siguientes:

a] Efectos indirectos de la industria pesquera. Al menos siete casos de encallamiento de ballenas grises se han documentado en el Golfo de California, en cinco de ellos fueron liberadas (Vidal *et al.* 1994; Urbán *et al.* 2003). Entre 2002 y 2005 se registró que 12 ballenas jorobadas se quedaron atrapadas en redes de pesca artesanal, seis fueron liberadas, tres siguieron navegando con red y cuatro murieron (Urbán *et al.* 2007a).

b] Colisiones con embarcaciones. Se tienen registros de ballenas azules, jorobadas y grises que presentan cicatrices y mutilaciones presumiblemente debidas a colisiones con embarcaciones. Es difícil evaluar el efecto de esta amenaza ya que si el accidente es mortal el animal se hunde y no queda evidencia. En enero de 2008 un crucero turístico atracó en la bahía de Cabo San Lucas con una ballena gris muerta atorada en su quilla.

c] Avistamiento de ballenas. Esta actividad turística se ha desarrollado exponencialmente en las últimas décadas en varias zonas del país y no se cuenta con los mecanismos apropiados para estimar la capacidad de carga turística. Son de interés comercial las ballenas grises en las lagunas costeras de la costa occidental de la Península de Baja California; la ballena azul en las costas desde Loreto hasta la Bahía de La Paz, y la ballena jorobada en la Bahía de Banderas y las costas de la región de Los Cabos, en BCS.

11.8.3 Protección formal de los mamíferos marinos en México

No existe ningún cuerpo legal que se encargue de manera exclusiva de la protección de los cetáceos en el Golfo. En su lugar hay diferentes leyes relevantes para su conservación y manejo, las cuales se aplican en todo México. La Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, establecida en 1988, actualmente es responsabilidad de la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat). Los artículos 15 al 19 de la ley estipulan una amplia comisión para formular políticas, planear iniciativas e implementar acciones de manejo para la protección de los recursos naturales de la nación. La Ley de Pesca autoriza a las agencias gubernamentales relacionadas con la pesca para "establecer medidas encaminadas a la protección de... mamíferos marinos" (DOF 1992). En 1991 se agrega al Código Penal Mexicano el artículo 254 bis, donde se prohíbe herir o capturar a cualquier mamífero marino y tortugas marinas. La pena por violar dicho artículo es de tres a seis años de prisión (Congreso de los Estados Unidos Mexicanos 1991).

La Ley General de Vida Silvestre, bajo la responsabilidad de Semarnat, fue aprobada el 27 de abril de 2000 (DOF 2000). Esta es la primera ley mexicana pertinente relacionada con la fauna que enfrenta el desafío de equilibrar la protección de la megadiversidad del país con la necesidad del desarrollo socioeconómico. El 10 de enero de 2002 se añadió el artículo 60 bis el cual declara que ningún mamífero marino se puede utilizar para la subsistencia o de manera comercial, a excepción de capturas para la investigación científica y objetivos educativos, previa aprobación de las autoridades (Semarnat 2002c). La Norma Oficial del Gobierno mexicano NOM-131-ECOL-1998 proporciona directrices específicas para que las actividades de observación de ballena sean compatibles con la conservación de las mismas y su hábitat (Semarnap 2000).

Estas directrices son específicas para cada especie y definen las áreas, el periodo, la distancia y la duración de observación de las ballenas, así como el número y tipo de barcos permitidos.

Además, en mayo de 2002 México estableció el Refugio Ballenero Mexicano que comprende su zona económica exclusiva (aproximadamente tres millones de km^2). El decreto estipula que las condiciones ambientales que requieren las ballenas para sus funciones biológicas (por ejemplo, la cría, el parto, el crecimiento, la migración, el estudio y la alimentación) se deben mantener. La especie protegida incluye todos los miembros de las familias Balaenidae, Balaenopteridae, Eschrichtiidae, Physeteridae, Kogiidae, y Ziphiidae, además de la orca, el calderón (*Globicephala macrorhynchus*), la orca falsa (*Pseudorca crassidens*), la orca pigmea (*Feresa attenuata*) y el calderón menor (*Peponocephala elektra*) de la familia Delphinidae (Semarnat 2002d).

A continuación se presenta una ficha técnica de las especies de cetáceos mencionados donde se actualiza el estado de conservación que guardan.

11.8.4 Ballena azul

Balaenoptera musculus (Linnaeus, 1758). Subespecie: *Balaenoptera musculus musculus* (Linnaeus, 1758). Nombres comunes: ballena azul, rorcual gigante; *blue whale*.

Distribución

La ballena azul es una especie cosmopolita y se encuentra en todos los océanos. Estudios de variabilidad interespecífica han revelado la existencia de tres subespecies: *B. musculus musculus* en el hemisferio norte; *B. musculus intermedia*, del Antártico, de mayor tamaño, y *B. musculus brevicauda* (Rice 1977; 1998), también conocida como ballena azul pigmea por su distintiva morfología y menor tamaño, distribuida en la zona subantártica de los océanos Índico y Pacífico sur occidental (Ichihara 1966).

En el Pacífico norte las ballenas azules se distribuyen muy ampliamente, desde Kamchatka en Rusia, hasta el sur de Japón, en el occidente, y desde el Golfo de Alaska y California hacia el sur, al menos hasta Costa Rica en el oriente. Su distribución comprende ambientes pelágicos de aguas profundas (Wade y Friedrichsen 1979) y costeros sobre la plataforma continental (Calambokidis *et al.* 1990; Fiedler *et al.* 1998). Esta especie parece realizar movimientos migratorios estacionales en numerosos lugares.

Registros históricos de caza de ballenas y avistamientos recientes sugieren la existencia de al menos cinco subpoblaciones en el Pacífico norte: *1*] al sur de Japón, virtualmente extinta; *2*] al norte de Japón/Islas Kurils/Península de Kamchatka; *3*] en las aguas adyacentes a las Islas Aleutianas, probablemente pasan el invierno en aguas profundas al norte de Hawai; *4*] en el Golfo de Alaska oriental, y *5*] en California-México, quizá relacionadas con la agregación presente todo el año en el Pacífico Oriental tropical (NMFS 1998).

La Comisión Ballenera Internacional (CBI) reconoce únicamente un *stock* de manejo para el Pacífico norte (Donovan 1991). En el Pacífico mexicano las ballenas azules se distribuyen en la costa occidental de la Península de Baja California y en el Golfo de California, principalmente de diciembre a abril (Rice 1974; Yochem y Leatherwood 1985), aunque algunas pueden permanecer durante todo el año (Leatherwood *et al.* 1982).

La distribución histórica de la ballena azul en aguas mexicanas debe ser muy similar a la actual ya que, aunque hubo caza comercial, esta se realizó en sus áreas actuales de distribución, lo que indicaría que el efecto de esta actividad ocasionó la disminución del número de animales pero no cambios en su distribución.

Las ballenas azules que se distribuyen en México pertenecen a la población California-México. En general se encuentran en las costas de los estados de Baja California, Baja California Sur y Sonora. Se tienen registros publicados en las siguientes localidades:

Vidal *et al.* (1993) identificaron cuatro áreas de concentración de ballenas azules en el Golfo de California: Islas San José, Santa Cruz y San Francisco; Islas Montserrat, Carmen y Coronados; Punta Concepción, BCS, hasta Isla San Ildefonso, y Canal de Salsipuedes y Canal de Ballenas.

Baja California: costa occidental (Rice 1974; Calambokidis *et al.* 1990; Reilly y Thayer 1990; Rice 1992; Wade y Gerrodette 1993; Mangels y Gerrodette 1994). En el Golfo de California: en San Felipe, en la Isla San Ildefonso, el Canal de Ballenas y el Canal de Salsipuedes (Sears 1987; 1990; Tershy *et al.* 1990; Vidal *et al.* 1993; Zavala 1996).

Baja California Sur: en toda la costa del estado, desde Bahía de Ballenas, en la costa occidental, hacia al sur hasta la zona de Los Cabos, y hacia el norte en el Golfo de California hasta la Bahía de Loreto, donde se concentran de manera particular (Rice 1974; Sears 1987; Calambokidis *et al.* 1990; Gendron 1990; Reilly y Thayer 1990; Sears 1990; Rice 1992; Gendron 1993; Wade y Gerrodette 1993; Mangels y Gerrodette 1994; Zavala 1996; Barlow *et al.* 1997; Del Ángel 1997; Urbán *et al* 1997a).

Sonora: se conocen avistamientos esporádicos en el Alto Golfo, Guaymas y Yavaros (Gendron 1993; Vidal *et al.* 1993).

Migración

Estas ballenas se pueden observar desde finales del otoño hasta la primavera en el Golfo de California (Gendron 2002), y más al sur en aguas oceánicas frente a las costas de Centroamérica. Tershy *et al.* (1990) informan que las ballenas azules alcanzan su máximo en el Golfo de California entre mediados de marzo y mediados de abril. De acuerdo con Rice (1974), el pico de abundancia en la costa occidental de la Península de Baja California es de febrero a principios de junio, cuando la mayoría de los animales se dirigen al norte y nuevamente en octubre, cuando se mueven al sur. Observadores de mamíferos marinos han registrado ballenas azules durante todos los meses del año en las costas de Centroamérica, en especial cerca del área de surgencia conocida como el Domo de Costa Rica, aproximadamente en los 9° N, 89° W (Wade

y Friedrichsen 1979; Reilly y Thayer 1990; Wade y Gerrodette 1993). Reilly y Thayer (1990) especulan que esta congregación consiste en ballenas de la población de California que migran durante el invierno al sur y otras que conforman una población residente y permanecen todo el año en esta zona.

Mate *et al.* (1999) informan sobre la migración de 10 ballenas azules a las que se les colocó un transmisor vía satélite. Su velocidad de desplazamiento en la costa occidental de la Península de Baja California varió de 103 a 195 km/día y su ruta se ubicó desde pocos kilómetros hasta 500 km de la costa.

Tamaño de la población

De una población cercana a los 2 000 individuos, Gendron y Gerrodette (2003) estimaron para el Golfo de California una abundancia de 362 ballenas azules.

Categorías de riesgo

- UICN: riesgo bajo (*lower risk*).
- Cites: Apéndice I.
- CBI: toda la zona del Pacífico norte está en la categoría de *stock* protegido (*protection stock*, PS).
- Endangered Species Act (ESA), Estados Unidos: en peligro (*endangered*).
- Marine Mammal Protection Act (MMPA), Estados Unidos: *stock* de California-México como reducida (*depleted*) y estratégica (*strategic*).
- NOM-059-SEMARNAT-2001: sujeta a protección especial (Pr).

11.8.5 Ballena gris

Eschrichtius robustus (Lilljeborg, 1861). Nombres comunes: ballena gris; *gray whale.*

Distribución

La ballena gris se distribuye en el hemisferio norte. Los últimos registros de esta especie en el Atlántico norte, donde ahora está extinta, corresponden a la costa de Nueva Inglaterra, Estados Unidos, a principios del siglo XVIII (Dudley 1725). En el Pacífico norte sobreviven dos poblaciones geográficamente separadas. La población occidental o "coreana" que se distribuye durante el verano al norte del Mar de Okhotsk (Weller *et al.* 1999), en el otoño migra a través de las aguas costeras de la Península de Corea para pasar el invierno en la región china de Guandong (Henderson 1984; Rice 1998). La población del Pacífico nororiental o "californiana" se distribuye durante el verano en los mares de Chukchi y Beaufort, en la región noroeste del Mar de Bering y las aguas circundantes a la Isla de St. Lawrence; algunas decenas también pasan el verano en aguas cercanas la Isla Vancouver hacia el sur, hasta California central. En el otoño estas ballenas migran siguiendo la línea de costa hacia el sur hasta la costa occidental de la Península de Baja California y la región sur-occidental del Golfo de California. La migración hacia el norte comienza en primavera siguiendo la misma ruta (Rice y Wolman 1971; Wolman 1985).

La distribución histórica en aguas mexicanas es muy similar a la actual, con la excepción de la disminución de ballenas que acostumbraban concentrarse en las lagunas de Yavaros-Tohaui, Sonora, y en la Bahía de Santa María (Reforma), Sinaloa. Hasta 1984 las ballenas grises visitaron regularmente, aunque en muy escasos números, estos lugares. A partir de esta fecha se han registrado esporádicamente uno o dos individuos. (Gilmore y Ewing 1954; Gilmore 1960; Gilmore *et al.* 1967; Vidal 1989; Vidal *et al.* 1993).

Las zonas de concentración histórica que ya no utilizan las ballenas grises actualmente corresponden a la Bahía de Yavaros-Tohaui, Sonora, en los 26° 43′ N; 109° 33′ W, y la Bahía de Santa María (Reforma) en los 24° 48′ N; 108° 04′ W.

Las ballenas grises que se distribuyen en México pertenecen a la población oriental, también llamada de california o americana. En general se encuentran en las costas de los estados de Baja California, Baja California Sur, Sonora, Sinaloa y Nayarit. Se tienen registros publicados en las siguientes localidades:

Baja California: aguas circundantes a Isla Guadalupe, Isla Cedros, Islas San Benito, Isla Todos Santos, Bahía de San Quintín, Laguna Guerrero Negro (Gilmore 1960), Golfo de Santa Clara (Henderson 1984) y Canal de Ballenas (Tershy y Breese 1991).

Baja California Sur: Laguna Ojo de Liebre, Punta Abreojos, Laguna San Ignacio, Bahía de Ballenas, Boca de las Ánimas, Bahía de San Juanico, Boca de la Soledad, Canal de San Carlos, Bahía Magdalena, Bahía Almejas (Scammon [1874] 1968; Gilmore 1960; Rice y Wolman 1971; Rice *et al.* 1981; Norris *et al.* 1983; Jones y Swartz 1984; Urbán *et al* 1997a,b), Cabo San Lucas, Canal de San Lorenzo, Bahía de La Paz, Bahía Concepción, Santa Rosalía (Gilmore 1960; Urbán *et al.* 1990; Vidal *et al.* 1993; Urbán *et al.* 1997a, b).

Nayarit: Bahía de Banderas (Salinas y Bourillón 1988).

Sinaloa: Bahía de Santa María (Reforma) (Gilmore 1960).

Sonora: Puerto Peñasco (Vidal *et al.* 1993), Guaymas (Vidal 1989), Bahía de Yavaros (Gilmore 1960; Gilmore *et al.* 1967).

Migración

La población americana realiza migraciones de más de 9 000 km en grupos segregados por sexo y edad, siguiendo la línea de costa desde los mares de Bering, Chukchi y Beaufort, donde se alimenta durante el verano, hasta la costa occidental de la Península de Baja California y el Golfo de California, para llevar a cabo sus actividades reproductoras de diciembre a abril, con un pico de abundancia a mediados de febrero.

Comienzan su travesía hacia el sur desde finales de octubre hasta principios de febrero. Las ballenas grises realizan la mayor parte de los más de 9 000 km que toma su recorrido a menos de 5 km de distancia de la costa. Nadan a una velocidad de 5.5 a 7.7 km/h, por tanto viajan cerca de 132-185 km/día, sin diferencia entre sus velocidades diurnas y nocturnas. Durante la migración se segregan temporalmente de acuerdo con su sexo, edad y estado reproductivo. Las primeras ballenas en comenzar el viaje hacia el sur son las que están preñadas, seguidas por hembras que ovularon recientemente, machos adultos, hembras inmaduras y al final los machos inmaduros (Rice y Wolman 1971).

La mayoría de las ballenas grises de la población americana permanece durante el invierno en la costa occidental de la Península de Baja California. Las ballenas preñadas se congregan en lagunas y bahías de aguas someras y protegidas por la costa, donde después de una gestación de 418 días nacen los ballenatos desde principios de enero hasta mediados de febrero (Rice *et al.* 1981). Al nacer, las crías miden de 4 a 4.5 m y pesan de 600 a 800 kg (Rice y Wolman 1971).

La migración hacia el norte generalmente empieza a mediados de febrero y continúa hasta principios de mayo. Las primeras ballenas en comenzar la migración hacia el norte son las hembras recién preñadas, seguidas por otras hembras adultas, machos adultos, machos y hembras inmaduros y finalmente las hembras con ballenato. Estos serán alimentados por sus madres hasta los ocho meses de edad, tiempo en que se independizan (Rice y Wolman 1971).

Tamaño de la población

La estimación más reciente del tamaño de la población oriental en la temporada 2006-2007 fue de 20 110 (error estándar: 1 755) individuos (Rugh *et al.* 2008). Este cálculo es similar al de la temporada 2000-2001 de 19 448 (error estándar: 1 882) individuos, cifra estimada después de una alta mortalidad de ballenas grises a lo largo de su área de distribución durante 1998, 1999 y 2000 (Norman *et al.* 2000; Moore *et al.* 2001). Desde luego, en estos años el número de crías fue muy bajo (Brownell *et al.* 2001; Perryman 2001).

Categorías de riesgo

- UICN: baja preocupación (*least concern*).
- Cites: Apéndice I.
- CBI: en la región del Pacífico norte, el *stock* oriental está en la categoría de manejo sostenido (*sustained management stock*, SMS).
- NOM-059-SEMARNAT-2001: en protección especial (Pr).

11.8.6 Ballena jorobada

Megaptera novaeangliae (Borowski, 1781). Nombres comunes: ballena jorobada, rorcual jorobado, yubarta; *humpback whale.*

Distribución

La ballena jorobada es una especie cosmopolita, por lo que se encuentra en todos los océanos. En el Pacífico norte se alimenta durante el verano en el Golfo de Alaska, en los mares de Bering, de Chukchi y de Okhotsk, y hacia el sur hasta la Isla Honshu en Japón, así como en Punta Concepción, California, Estados Unidos. Durante la época de reproducción en el invierno, suele concentrarse en tres áreas diferentes: Pacífico noroccidental (Taiwán e Islas Bonin, Ryukyu y Marianas); Pacífico central (Hawai), y Pacífico nororiental (costa occidental de México y hasta Costa Rica) (Rice 1974; Johnson y Wolman 1984; NMFS 1991; Steiger *et al.* 1991).

En el Golfo de California se han registrado ballenas jorobadas en la porción norte y alrededor de las grandes islas durante las cuatro estaciones del año, lo cual revela que algunos animales no llevan a cabo la migración típica hacia las altas latitudes del Pacífico norte (Urbán y Aguayo 1987). Se tienen registros publicados en estas localidades:

Baja California: aguas circundantes a Isla Cedros e Islas San Benito (Rice 1978; Urbán y Aguayo 1987), y a lo largo de la costa occidental de la península, hacia el extremo sur.

Baja California Sur: en toda la costa occidental, hacia el sur hasta la zona de Los Cabos, donde se concentran de manera particular; hacia el norte en el Golfo de California hasta la Bahía de Loreto (Rice 1978; Fleischer *et al.* 1984; Urbán y Aguayo 1987; Urbán *et al.* 1997a), y en aguas circundantes a Isla Rasa y en el Canal de Ballenas (Rice 1974; Urbán y Aguayo 1987). En la Bahía de La Paz se le observa con frecuencia durante el invierno y la primavera, sobre todo en la región central (Urbán *et al.* 1997a).

Nayarit: se tienen numerosos registros en las costas de este estado, incluyendo las aguas circundantes a las Islas Tres Marías, Isabel y Marietas, así como en la porción norte de Bahía de Banderas (Rice 1978; Álvarez 1987; Urbán y Aguayo 1987; Salinas y Bourillón 1988; Álvarez *et al.* 1990; Ladrón de Guevara 1995; Tuttle *et al.* 2000).

Sinaloa: se tiene registro de avistamientos especialmente en la porción sur del estado, en las aguas frente a Mazatlán (Urbán y Aguayo 1987).

Sonora: se conocen avistamientos esporádicos en las aguas circundantes a Isla Tiburón (Urbán y Aguayo 1987).

Migración y estructura de las poblaciones del Pacífico norte

La información con que se cuenta acerca de la estructura de las poblaciones de ballenas jorobadas en el Pacífico norte incluyen: *1*] datos de capturas provenientes de la caza comercial (Townsend 1935; Tomilin 1957); *2*] información sobre movimientos de ballenas utilizando marcas tipo "discovery" (Nishiwaki 1966); *3*] información sobre movimientos migratorios con base en ballenas identificadas fotográficamente (Darling y Jurasz 1983; Darling y McSweeney 1985; Baker *et al.* 1986; Urbán y Aguayo 1987; Calambokidis *et al.* 1989, 1996, 2001; Steiger *et al.* 1991; Darling y Cerchio 1993; Darling y Mori 1993; Darling *et al.* 1996); *4*] diferencias geográficas en los patrones genéticos de la ballenas jorobadas con base en el ADN (Medrano-González 1993; Baker *et al.* 1998) y en la estructura de los "cantos" (Payne y McVay 1971), y *5*] diferencias en las proporciones de ballenas con diferentes patrones de coloración de la cara ventral de la aleta caudal (Pike 1953; Baker *et al.* 1986; Rosenbaum *et al.* 1995).

Aun con estos estudios, no hay consenso acerca de la estructura poblacional de estas ballenas en el Pacífico norte; la Comisión Ballenera Internacional considera, para propósitos de manejo, todas las ballenas jorobadas del Pacífico norte como un *stock* (Donovan 1991). Por su parte, Baker *et al.* (1994) concluyen, con base en evidencia genética, que las ballenas jorobadas en el Pacífico nororiental podrían dividirse en al menos dos grupos o *stocks*: uno "central", donde las ballenas se alimentan en las aguas de Alaska y migran sobre todo a Hawai, y otro "americano", donde se alimentan a lo largo de las costas de California y pasan el invierno en aguas del Pacífico mexicano. Angliss *et al.* (2001) reportan tres *stocks* para propósitos de manejo: el del Pacífico nororiental (conocido como California-Oregon-Washington *stock*); el del Pacífico norte central, y el del Pacífico noroccidental.

Tamaño de la población

Urbán *et al.* (1999) estimaron un tamaño de la población para el Pacífico mexicano en 1991 de 1 813 (intervalo de confianza: 918-2505) ballenas para el *stock* costero (Baja California y Costa Continental) y de 914 (intervalo de confianza: 590-1193) para el Archipiélago de Revillagigedo; Calambokidis *et al.* (2008) calcularon el tamaño de la población de todo el Pacífico mexicano para 2004 de 5 928 ballenas, lo que significaría un incremento anual de 6.9 por ciento.

Categorías de riesgo

- UICN: baja preocupación (*least concern*).
- Cites: Apéndice I.
- CBI: toda la región del Pacífico norte está en la categoría de *stock* protegido (*protection stock*, PS).
- NOM-059-SEMARNAT-2001: sujeta a protección especial (Pr).

11.8.7 Ballena franca del Pacífico norte

Eubalaena japonica (Lacepede, 1818). Sinónimo: *Eubalaena glacialis, Balaena glacialis*. Nombres comunes: ballena franca; *right whale.*

Distribución

La ballena franca del Pacífico norte se distribuía de abril a septiembre sobre todo al norte de los 50° N, según registros de los balleneros estadounidenses del siglo XIX, quienes explotaron la especie hasta el borde de la extinción (Townsend 1935). Desde su protección en 1937

por la Convención Internacional para la Regulación de la Cacería Ballenera, solamente ocurrieron cinco registros de esta especie, de los cuales uno fue en La Jolla, California, en 1955 (Gilmore 1956), y cinco entre Washington y Oregon en 1959 (Fiscus y Niggol, 1965). Rice y Fiscus (1968) reportaron cinco avistamientos en las costas de Washington, Oregon, California y Baja California, entre 1959 y 1967, de los cuales uno corresponde a dos ballenas francas en Punta Abreojos, Baja California, en 1965. De acuerdo con Scarff (1991), esta especie se observa muy raramente en el Pacífico mexicano y solo se informaron algunos avistamientos en el siglo pasado.

Actualmente el rango de distribución se ha extendido hacia la porción suroeste de la Península de Baja California; se ha informado un nuevo avistamiento, aunque sin confirmación fotográfica, al sur de la punta de la Península de Baja California Sur (Gendron 2000). Estos avistamientos se han registrado al este de la Isla Guadalupe (28° 30′ N/117° 00′ W) (Reeves y Leatherwood 1985); al sur de Punta Abreojos (26° 39′ N/113° 40′ W) (Rice y Fiscus 1968); al suroeste de la Península de Baja California (23° 02′ N/109° 30′ W) (Gendron *et al.* 1999); al sur de la punta de la Península de Baja California (23° 54.3′ N/112° 40.6′ W) (Gendron 2000).

Tamaño de la población

De acuerdo con Kenney (2002), no hay estimaciones de abundancia confiables para el Pacífico norte y es posible que haya menos animales de los 300 calculados recientemente para el Atlántico norte occidental (Florida a Nueva Escocia, Canadá).

Categorías de riesgo

- UICN: en peligro de extinción (*endangered*).
- Cites: Apéndice I.
- CBI: toda la región del Pacífico norte está en la categoría de *stock* protegido (*protection stock*, PS).
- NOM-059-SEMARNAT-2001: en peligro de extinción (P)

11.8.8 Cachalote

Physeter macrocephalus (Linnaeus, 1758). Sinónimos: *Physeter catodon* (Linnaeus, 1758). Nombres comunes: cachalote; *sperm whale.*

Distribución

El cachalote es el segundo mamífero marino con la distribución más extensa, después de la orca (*Orcinus orca*). Abarca todos los océanos profundos del mundo, desde el ecuador hasta los polos, aunque solo los machos maduros se desplazan hasta latitudes extremas. El límite latitudinal conocido a mediados de invierno abarca los 40° N y 30° S. Los cotos de distribución durante el invierno y los límites de las hembras y jóvenes machos durante el verano corresponden aproximadamente con los 15 °C de la isoterma superficial del mar. La distribución geográfica de los cachalotes es continua en todo el mundo, pero las poblaciones del Pacífico, Atlántico y el Océano Índico están parcialmente aisladas unas de otras por las grandes masas continentales.

En el Pacífico oriental tropical se conocen más de 180 avistamientos de esta especie, su mayor concentración se ubica entre los 10° N y los 10° S, y entre los 80° N y 100° W. En la costa noroccidental de la Península de Baja California se han registrado dos varamientos de un animal cada uno y algunos avistamientos. En el Golfo de California se tienen registros de cinco varamientos masivos y cinco de individuos solitarios, en ambas costas del Golfo y desde San Felipe al norte hasta Los Frailes en el sur. Los numerosos avistamientos en el Golfo se distribuyen principalmente en su región central y el sur. En los últimos años han sido frecuentes en el área comprendida entre Loreto e Isla Cerralvo.

En el Golfo de México son abundantes, se conocen registros de 23 varamientos y numerosos avistamientos, en todo el Golfo y durante todo el año, lo que sugiere que algunos residen en la región. Se observan en ambos litorales mexicanos, incluyendo el Golfo de California y el Caribe. En costas mexicanas se conocen dos varamientos, uno en Tecolutla, Veracruz, y otro en Quintana Roo.

Movimientos

Jaquet *et al.* (2003) informan que siete hembras de cachalote vistas durante 1998 y 1999 en el Golfo de California ya habían sido fotografiados en las Islas Galápagos entre 1987 y 1994. Este descubrimiento indicaría una relación entre estas dos poblaciones cuyo grado se desconoce.

Tamaño de la población

Antes de la cacería extensiva a la que se vieron sometidos los cachalotes, la población mundial se aproximaba a los

3 millones de animales. Desde entonces se redujo aproximadamente 31% hasta alcanzar menos de 2 millones. El número de machos ha disminuido alrededor de 45%, mientras que las hembras 17 por ciento.

Actualmente la población mundial estimada es de 1 900 000 ejemplares y para el Pacífico norte se calcula en alrededor de 930 000 individuos. En el Golfo de California se estima una población de 567 cachalotes (Gerrodette y Palacios 1996).

Categorías de riesgo

- UICN: vulnerable.
- Cites: Apéndice I.
- Endangered Species Act (ESA): en peligro (*endangered*).
- Marine Mammal Protection Act (MMPA): el *stock* de California-Washington está en la categoría de reducida (*depleted*) y estratégica (*strategic*).
- NOM-059-SEMARNAT-2001: sujeta a protección especial (Pr).

11.8.9 Orca

Orcinus orca (Linnaeus, 1758). Nombres comunes: orca, ballena asesina, bufeo mascarillo; *killer whale.*

Distribución

La orca es el mamífero marino con la distribución más amplia en el mundo (Jefferson *et al.* 1993; Dahlheim y Heyning 1998). Es una especie cosmopolita que se encuentra desde los hielos polares hasta las regiones ecuatoriales (Leatherwood y Reeves 1983; Klinowska 1991), aunque son más abundantes en hábitats costeros y en latitudes extremas (Dahlheim y Heyning 1998).

En el Pacífico no son abundantes, pero tampoco es raro observarlas. Guerrero-Ruiz *et al.* (1998) han encontrado que la orca está presente en esta cuenca durante todo el año y que existen al menos cuatro comunidades que temporalmente habitan en ese mar, las cuales se mueven hacia el Pacífico norte, pues algunos individuos han sido observados en aguas de California, Baja California y Baja California Sur. El catálogo fotográfico compilado por Black y colaboradores (1997) incluye 57 orcas identificadas en el noroeste de México.

Movimientos

De una muestra de 236 orcas identificadas mediante fotografía en el Golfo de California, 12 se han observado en las costas de California a la altura de la ciudad de Los Ángeles (Urbán *et al.* 2007b).

Localidades registradas

Se les ha visto a lo largo de la costa occidental de Baja California, especialmente cerca de las islas Cedros, San Benito, San Jerónimo y Santa Margarita. Esta distribución coincide con la presencia de colonias de lobos marinos y focas. En el Golfo de California se han registrado en más de 100 ocasiones (Vidal *et al.* 1993; Mangels y Gerrodette 1994), y en la Bahía de La Paz, BCS, se les ha registrado más de dos veces, sobre todo en aguas cercanas a Los Islotes y en la región central de la bahía (Urbán *et al.* 1997a). Entre los registros publicados se encuentran:

Costa occidental de Baja California: Bahía de San Sebastián Vizcaíno (Vidal 1991).

Sonora: Faro El Borrascoso, *ca.* 55 m al sur del Golfo de Santa Clara (Delgado *et al.* 1994).

En el Golfo de California se han registrado en más de 150 ocasiones desde Islas Consag al norte, hasta Cabo San Lucas y Bahía de Banderas al sur (Guerrero-Ruiz 1997).

Categorías de riesgo

- UICN: insuficientemente conocida (*data deficient*).
- Cites: Apéndice II.
- NOM-059-SEMARNAT-2001: sujeta a protección especial (Pr).

11.9 Conclusiones

Como en tantos otros aspectos, México es excepcionalmente rico en especies migratorias, en especial por su configuración, ubicación latitudinal, extensos litorales y compleja topografía. Esto confiere al país un gran beneficio en la forma de los servicios ambientales que estas especies proporcionan, y también una seria responsabilidad y un compromiso formal con la conservación de este sector de la biodiversidad mexicana. Además, muchas especies migratorias se comparten con otros países, lo que hace esta responsabilidad aún mayor.

El gran número de especies migratorias mexicanas es una muestra de nuestra muy diversa biota. La capacidad

de movimientos estacionales periódicos a gran escala es probablemente la única característica compartida entre todos los grupos, aunque también es muy cierto que muchas especies enfrentan amenazas de extinción que en ocasiones son compartidas.

La pérdida de hábitat afecta a todas las especies migratorias, desde las que atraviesan el país, usándolo como corredor, hasta aquellas que se reproducen aquí durante el verano o las que llegan solamente a pasar el invierno. Dada la extraordinaria diversidad de especies migratorias de vertebrados superiores que pueblan México, su impresionante variación en historias de vida y requerimientos de hábitat, así como la fragmentación de prácticamente cualquier ecosistema tendrán repercusiones negativas para algún grupo de especies migratorias. Los proyectos de conservación deben alcanzar tanto las áreas de hibernación como las zonas de reproducción, y desde luego no pueden quedarse fuera los corredores migratorios que las conectan. Esto implica no solamente un compromiso serio, de largo plazo e interdisciplinario, sino también una serie de acuerdos de cooperación para el aprovechamiento sustentable entre México y muchos otros países con los cuales compartimos las poblaciones de especies migratorias. Aunque ya existe este tipo de acuerdos entre México y Estados Unidos para grupos como aves, murciélagos, ballenas y tortugas marinas, es fundamental ampliarlos para cooperar en este sentido con los países centro y sudamericanos, del Caribe y otros. También es importante resaltar que ya existe la Convención de Especies Migratorias, o Convención de Bonn (CMS), en el marco del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). Esta convención tiene como objetivo "contribuir a la conservación de las especies terrestres, marinas y aviarias de animales migratorios a lo largo de toda su área de distribución" (*sic*). La CMS entró en vigor en noviembre de 1983 y en la actualidad forman parte de ella 110 países. México no es país parte de este tratado y junto con Estados Unidos son solamente firmantes del Memorando de Entendimiento. Es necesario que México considere la importancia y la necesidad de convertirse en país firmante de este tratado como parte de los esfuerzos por conservar a las especies migratorias que habitan o pasan por México.

Las aves son por mucho el grupo que tiene un mayor número de especies migratorias. Los murciélagos, las ballenas y las tortugas marinas complementan el grupo de especies migratorias. Las amenazas que afectan a estas especies las comparten con otras. En primer lugar resalta la fragmentación y destrucción de sus hábitats de hibernación para reproducción y los corredores migratorios que los conectan, y en el caso de los murciélagos la destrucción y perturbación de sus cuevas y otros refugios. Otras amenazas directas son la cacería y la extracción ilegales, que afectan más notablemente a algunos grupos como las tortugas marinas y las aves canoras y de ornato, y que en el pasado causaron reducciones muy severas de especies como las ballenas. Además, la captura incidental —por ejemplo, de tortugas marinas en redes de pesca— y las colisiones con infraestructura antropogénica también están causando un alto nivel de mortalidad en muchas especies.

Las prioridades para la conservación de las especies migratorias de México se concentran principalmente en la protección de su hábitat en toda su distribución en el país, en particular en las áreas de reproducción; en la reducción de riesgos específicos como la colisión con cables, vehículos o turbinas de generación eólica (en el caso de aves y murciélagos); la aplicación efectiva de medidas de mitigación, como la instalación en toda la flota pesquera de dispositivos de exclusión de tortugas marinas; el diseño, instalación y operación de aerogeneradores cuyas condiciones causen baja mortalidad, y la aplicación de la ley sin excepción para terminar totalmente con el aprovechamiento y cacería ilegales de especies migratorias. Por otro lado, es muy importante planear, buscar e implementar la coordinación entre distintos grupos de trabajo para la conservación de especies migratorias. Es claro que entre las especies marinas, como las tortugas y las ballenas, hay retos comunes que deben enfrentarse de manera integral para optimizar sus efectos positivos y lograr consensos amplios a favor de estas especies. De manera similar, las especies voladoras —como aves y murciélagos— se beneficiarían si se incorporan y coordinan los esfuerzos para su conservación, en particular con respecto a las acciones que se pueden compartir, como la educación de la población en general, la protección de su hábitat a lo largo de los corredores migratorios y la aplicación de las leyes para su protección.

Notas

1 *Phaethornis longuemareus*, que se incluye en la NOM-059-SEMARNAT-2001, fue dividida en *P. striigularis* y *P. longuemareus* por la AOU en 2002 (BirdLife International 2009).

Referencias

Abreu-Grobois, F.A., V. Guzmán, E. Cuevas y M. Alba Gamio (comps.) 2005. *Memorias del taller Rumbo a la COP 3: Diagnóstico del estado de la tortuga carey* (Eretmochelys imbricata) *en la Península de Yucatán y determinación de acciones estratégicas*. Semarnat-Conanp-IFAW-Pronatura Península de Yucatán-WWF, Defenders of Wildlife, México.

Abreu-Grobois, F.A., y P. Plotkin. 2007. Marine Turtle Specialist Group 2007 – IUCN red list status assessment of the olive ridley sea turtle, *Lepidochelys olivacea*, en <*www.iucnredlist.org*> (consultado en 2007).

Alfaro-Shigueto, J., M.F. Van Bressem, D. Montes, K. Onton, D. Vega *et al.* 2002. Turtle mortality in fisheries off the coast of Peru, en A. Mosier, A. Foley y B. Brost (eds.), *Proceedings of the Twentieth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. National Marine Fisheries Service, NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-477, pp. 86-87.

Alvarado, D.J., y T.C. Delgado. 2005. *Tortugas marinas de Michoacán: historia natural y conservación*. Morevallado Editores, Morelia.

Álvarez, C., A. Aguayo, R. Rueda y J. Urbán. 1990. A note on the stock size of humpback whales along the Pacific coast of Mexico. *Rep. Int. Whal. Commn.* **12**: 191-193.

Álvarez, F.C. 1987. *Fotoidentificación del rorcual jorobado* (Megaptera novaeangliae*, Borowski, 1781*)*, en las aguas adyacentes a Isla Isabel, Nayarit, México (Cetacea: Balaenopteriadae)*. Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM, México.

Ambuel, B., y S.A. Temple. 1982. Songbird populations in southwestern Wisconsin forest: 1954 and 1979. *Journal of Field Ornithology* **53**: 149-158.

Angliss, R.P., D.P. DeMaster y A.L. López. 2001. *Alaska marine mammal stock assessments 2001*. National Marine Fisheries Service, NOAA Technical Memorandum, NMFSAFSC-124.

Anónimo. 1991. Help for Mexican caves. *Bats Magazine* **9**: 3-4.

AOU. 1998. *Check-list of North American birds*, 7a. ed. American Ornithologist's Union, Washington, D.C.

Arenas-Martínez, A. 2005. Evaluación regional de la tortuga caguama, tendencias poblacionales, avances en el conocimiento y observación, en E. Cuevas, A. Echeverría, E. Torres y S. García (eds.), *Memorias del XIII Taller Regional sobre Programas de Conservación de Tortugas Marinas en la Península de Yucatán*. SECOL-Conanp-PPY.

Arita, H.T. 1993. Conservation biology of the cave bats of Mexico. *Journal of Mammalogy* **74**: 693-712.

Arizmendi, M.C., C. Monterrubio-Solís, L. Juárez, I. Flores-Moreno y E. López-Saut. 2006. Effect of the presence of nectar feeders on the breeding success of *Salvia mexicana* and *Salvia fulgens* in a suburban park near Mexico City. *Biological Conservation* **136**: 155-158.

Arizmendi, M.C., E. López-Saut, C. Monterrubio-Solís, L. Juárez, I. Flores-Moreno y C. Rodríguez-Flores. 2008. Efecto de la presencia de bebederos artificiales sobre la diversidad y abundancia de los colibríes y el éxito reproductivo de dos especies de plantas en un parque suburbano de la Ciudad de México. *Ornitología Neotropical* **19** (supl.): 491-500.

Askins, R.A., y M.J. Philbrick. 1987. Effect of changes in regional forest abundance on the decline and recovery of a forest bird community. *Wilson Bulletin* **99**: 7-21.

Baird, T.H. 1990. *Changes in breeding populations between 1930 and 1985 in the Quaker Run Valley of Allegheny State Park, New York*. New York State Museum Bulletin No. 477, Nueva York.

Baker, C.S., L.M. Herman, A. Perry, W.S. Lawton, J.M. Straley *et al.* 1986. The migratory movement and population structure of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the central and eastern North Pacific. *Marine Ecology Progress Series* **31**: 105-119.

Baker, C.S., R.W. Slade, J.L. Bannister, R.B. Abernethy, M.T. Weinrich *et al.* 1994. Hierarchical structure of mitochondrial DNA gene flow among humpback whales *Megaptera novaeangliae*, world-wide. *Molecular Ecology* **3**: 313-327.

Baker, C.S., L. Medrano-González, J. Calambokidis, A. Perry, F. Pichler *et al.* 1998. Population structure of nuclear and mitochondrial DNA variation among humpback whales in the North Pacific. *Molecular Ecology* **7**: 695-707.

Barlow, J., K.A. Forney, P.S. Hill, R.L. Brownell, J.V. Carretta *et al.* 1997. *U.S. Pacific marine mammal stock assessments*. National Marine Fisheries Service, NOAA Technical Memorandum NMFS-SWFSC-248.

Bass, A.L., y W.N. Witzell. 2000. Demographic composition of immature green turtles (*Chelonia mydas*) from the east central Florida coast: Evidence from mtDNA markers. *Herpetologica* **56**: 357-367.

Bass, A.L., S.P. Epperly y J. Braun-McNeill. 2004. Multi-year analysis of stock composition of a loggerhead turtle (*Caretta caretta*) foraging habitat using maximum likelihood and Bayesian methods. *Conservation Genetics* **5**: 783-796.

Bednarz, J.C., L.J. Goodrich, D.J. Klem y S.E. Senner. 1990. Migration counts of raptors at Hawk Mountain, Pennsylvania, as indicators of population trends, 1934-1986. *Auk* **107**: 96-109.

Bevanger, K. 1998. Biological and conservation aspects of bird mortality caused by electricity power lines: A review. *Biological Conservation* **86**: 67-76.

Bildstein, K.L., y K. Meyer. 2000. Sharp-shinned Hawk (*Accipiter striatus*), en A. Poole y F. Gill (eds.), *The birds of North America, No. 482*. The Birds of North America, Inc., Filadelfia, pp. 1-28.

Bildstein, K.L., y J. Zalles. 2001. Raptor migration along the Mesoamerican land corridor, en K.L. Bildstein y D. Klem Jr. (eds.), *Hawk watching in the Americas*. Hawk Migration Association of North America, North Wales, Pensilvania, pp. 119-141.

Bildstein, K.L., J.P. Smith, I.E. Ruelas y R.R. Veit. 2008. *State of North America's birds of prey*. Series in Ornithology No. 3. Nuttall Ornithological Club, Cambridge, Mass.-American Ornithologists' Union, Washington, D.C.

BirdLife international. 2009. Species factsheet: *Phaethornis striigularis*, en <*http://www.birlife.org*>, consultada en mayo de 2009.

Black, N.A., A. Schulman-Janiger, R.L. Ternullo y M. Guerrero-Ruiz. 1997. *Killer whales of California and western Mexico: A catalog of photo-identified individuals.* National Marine Fisheries Service, NOAA Technical Memorandum NMFS-SWFSC-247.

Bolten, A.B., K.A. Bjorndal, H.R. Martins, T. Dellinger, M.J. Biscoito *et al.* 1998. Transatlantic developmental migrations of loggerhead sea turtles demonstrated by mtDNA sequence analysis. *Ecological Applications* **8**:1-7.

Bowen, B.W., F.A. Abreu-Grobois, G.H. Balazs, N. Kamezaki, C.J. Limpus *et al.* 1995. Trans-Pacific migrations of the loggerhead turtle (*Caretta caretta*) demonstrated with mitochondrial DNA markers. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **92**:3731-3734.

Bowen, B.W., y J.C. Avise. 1996. Conservation genetics of marine turtles, en J.C. Avise y J.L. Hamrick (eds.), *Conservation genetics: Case histories from nature*. Chapman & Hall, Nueva York, pp. 190-237.

Briggs, S.A., y J.H. Criswell. 1979. Gradual silencing of spring in Washington. *Atlantic Naturalist* **32**:19-26.

Briseño, R., y F.A. Abreu-Grobois. 1994. *Las tortugas marinas y sus playas de anidación*. Informe Final del Proyecto P066. UNAM-CONABIO, México.

Briseño-Dueñas, R. 1998. *Variación genética de la región control del ADN mitocondrial de poblaciones de la tortuga golfina* Lepidochelys olivacea *en el Pacífico oriental e implicaciones para su conservación*. Tesis de maestría, Universidad Autónoma de Sinaloa, Culiacán.

Broderick, A.C., R. Frauenstein, F. Glen, G.C. Hays, A.L. Jackson *et al.* 2006. Are green turtles globally endangered? *Global Ecology and Biogeography* **15**:21-26.

Broderick, A.C., M.S. Coyne, W.J. Fuller, F. Glen y B.J. Godley. 2007. Fidelity and over-wintering of sea turtles. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **274**: 1533-1538.

Brownell, R.L., L. Rojas-Bracho, S.L. Swartz, R.J. Urbán, M.L. Jones *et al.* 2001. *Status of the eastern gray whale population: Past and future monitoring.* International Whaling Commission, Scientific Committee paper SC/53/BRG21, Londres.

Buchmann, S.L., y G.P. Nabhan. 1996. *The forgotten pollinators*. Island Press, Washington, D.C.

Butler, R.W., T.D. Williams, N. Warnock y M.A. Bishop. 1997. Wind assistance: A requirement for migration of shorebirds? *Auk* **114**:456-466.

Calambokidis, J., G.H. Steiger, J.C. Cubbage, K.C. Balcomb, P. Bloedel *et al.* 1989. *Abundance and distribution of blue and humpback whales in the Gulf of Farallones, California.* 8th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Abstracts. Pacific Grove, 7 a 11 de diciembre de 1989.

Calambokidis, J., G.H. Steiger, J.C. Cubbage, K.C. Balcomb, C. Ewald *et al.* 1990. Sightings and movements of blue whales off central California 1986-88 from photo-identification individuals. *Report of the International Whaling Commission* (special issue) **12**:343-348.

Calambokidis, J., G.H. Steiger, J.R. Evenson, K.R. Flynn, K.C. Balcomb *et al.* 1996. Interchange and isolation of humpback whales off California and other North Pacific feeding grounds. *Marine Mammal Science* **12**:215-226.

Calambokidis, J., G.H. Steiger, J.M. Straley, L.M. Herman, S. Cerchio *et al.* 2001. Movements and population structure of humpback whales in the North Pacific. *Marine Mammal Science* **17**:769-794.

Calambokidis, J., E.A. Falcone, T.J. Quinn, A.M. Burdin, P.J. Clapham *et al.* 2008. *SPLASH: Structure of Populations, Levels of Abundance, and Status of Humpback Whales in the North Pacific.* AB133F-03-RP-00078 Final report, U.S. Dept. Commerce, Western Administrative Center, Seattle, Wash.

Casas-Andreu, G. 1978. Análisis de la anidación de las tortugas marinas del género *Lepidochelys* en México. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM* **5**:141-158.

Ceballos, G., J. Arroyo-Cabrales y R.A. Medellín. 2002. The mammals of Mexico: Composition, distribution, and conservation status. *Occasional Papers of the Museum, Texas Tech University,* **218**:1-27.

Chu, D.K.W., J.S.M. Peiris, H. Chen, Y. Guan y L.L.M. Poon. 2008. Genomic characterizations of bat coronaviruses (1A, 1B and HKU8) and evidence for co-infections in *Miniopterus* bats. *Journal of General Virology* **89**: 1282-1287.

CITES. s/f. *Hawksbill turtles in the Caribbean region: Basic biological characteristics and population status.* Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES). Disponible en <*http://www.cites.org/common/prog/hbt/consolidated_paper.pdf*>.

Cleveland, C.J., M. Betke, P. Federico, J.D. Frank, T.G. Hallam *et al.* 2006. Economic value of the pest control service provided by Brazilian free-tailed bats in south-central Texas. *Frontiers in Ecology and the Environment* **4**:238-243.

Cliffton, K., D.O. Cornejo y R.S. Felger. 1982. Sea turtles of the Pacific coast of Mexico, en K.A. Bjorndal (ed.), *Biology and conservation of sea turtles*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp. 199-209.

Criswell, J. 1975. Breeding bird population studies. *Atlantic Naturalist* **30**:175-180.

Crouse, D.T. 1999. Population modeling and implications for Caribbean hawksbill sea turtle management. *Chelonian Conservation and Biology* **3**:185-188.

Cuevas, E., V. Guzmán-Hernández, B. González-Garza, P.A. García-Alvarado, R. González-Díaz-Mirón *et al.* 2007. *Reunión preliminar para la diagnosis de la tortuga carey en el Golfo de México y Mar Caribe.* Pronatura Península de Yucatán-USFWS.

Cui, J., D. Counor, D. Shen, G. Sun, H. He *et al.* 2008. Detection of Japanese encephalitis virus antibodies in bats in southern China. *The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene* **78**:1007-1011.

Dahlheim, M.E., y J.E Heyning. 1998. Killer whale *Orcinus orca* (Linnaeus, 1758), en S.H Ridgway y S.R Harrison (eds.). *Handbook of marine mammals*, Vol. 6 Academic Press, San Diego, pp. 281-322.

Darling, J.D., y C.M. Jurasz. 1983. Migratory destination of North Pacific humpback whales (*Megaptera novaeangliae*), en R. Payne (ed.), *Communication and behavior of whales.* AAAS Selected Symposia Series, Westview Press, Boulder, pp. 359-368.

Darling, J.D., y D.J. McSweeney. 1985. Observations on the migrations of North Pacific humpback whales (*Megaptera novaeangliae*). *Canadian Journal of Zoology* **63**:308-314.

Darling, J.D., y S. Cerchio. 1993. Movement of a humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) between Japan and Hawaii. *Marine Mammal Science* **9**:84-88.

Darling, J.D., y K. Mori. 1993. Recent observations of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in Japanese waters off Ogasawara and Okinawa. *Canadian Journal of Zoology* **71**:325-333.

Darling, J.D., J. Calambokidis, K.C. Balcomb, P. Bloedel, K. Flynn *et al.* 1996. Movement of humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) from Japan to British Columbia and return. *Marine Mammal Science* **12**:281-287.

Del Ángel, R.J.A. 1997. *Hábitos alimentarios y distribución espacio-temporal de los rorcuales común* (Balaenoptera physalus) *y azul* (Balaenoptera musculus) *en la Bahía de La Paz, B.C.S., México.* Tesis de maestría, Cicimar, México.

Del Hoyo, J., A. Elliott y J. Sargatal (eds.). 1999. *Handbook of the birds of the world.* Vol 5. *Barn-Owls to Hummingbirds.* Lynx Edicions, Barcelona.

Delgado, S., y W.J. Nichols. 2005. Saving sea turtles from the ground up: Awakening sea turtle conservation in northwestern Mexico. *Maritime Studies* **4**:89-104.

Delgado Estrella, A., J.G. Ortega Ortiz y A. Sánchez Ríos. 1994. Varamientos de mamíferos marinos durante primavera y otoño y su relación con la actividad humana en el norte del Golfo de California. *Anales del Instituto de Biología, UNAM, Serie Zoología* **65**:287-295.

DOF. 1986. Decreto por el que se determinan como zonas de reserva y sitios de refugio para la protección, conservación, repoblación, desarrollo y control, de las diversas especies de tortuga marina, los lugares en que anida y desova dicha especie, 29 de octubre de 1986.

DOF. 1991. Decreto que adiciona un artículo 254 Bis al Código Penal para el Distrito Federal en materia de fuero común y para toda la República en materia de fuero federal. 30 de diciembre de 1991.

DOF. 1992. Ley de Pesca. 25 de junio de 1992.

DOF. 2000. Ley General de Vida Silvestre. 3 de julio de 2000.

Donovan, G.P. 1991. A review of IWC stock boundaries. *Report of the International Whaling Commission* (special issue) **13**:39-68.

Dudley, P. 1725. An essay upon the natural history of whales, with a particular account of the ambergris found in the spermaceti whale. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* **33**:256-269.

Duncan, C.D., B. Abel, D. Ewert, M.L. Ford, S. Mabey *et al.* 2002. *Protecting stopover sites for forest-dwelling migratory landbirds.* The Nature Conservancy, Arlington.

Dunning Jr., J.B. 1992. *CRC handbook of avian body masses.* CRC Press, Boca Ratón.

Eckert, K.L. 1993. *The biology and population status of marine turtles in the North Pacific Ocean.* National Marine Fisheries Service, NOAA Technical Memorandum NMFS-SWFSC-186.

Eckert, S.A., y L. Sarti. 1997. Distant fisheries implicated in the loss of the world's largest leatherback nesting population. *Marine Turtle Newsletter* **78**:2-7.

Ehrhart, L.M., D.A. Bagley y W.E. Redfoot. 2003. Loggerhead turtles in the Atlantic Ocean: Geographic distribution, abundance, and population status, en A.B. Bolten y B.E. Witherington (eds.), *Loggerhead sea turtles.* Smithsonian Books, Washington, D.C., pp. 157-174.

Elliott, J.E., C.A. Morrissey, C.J. Henny, E. Ruelas y P. Shaw. 2007. Satellite telemetry and prey sampling reveal contaminant sources to Pacific Northwest ospreys. *Ecological Applications* **17**:1223-1233.

Encalada, S.E., K.A. Bjorndal, A.B. Bolten, J.C. Zurita, B. Schroeder *et al.* 1998. Population structure of loggerhead turtle (*Caretta caretta*) nesting colonies in the Atlantic and Mediterranean as inferred from mitochondrial DNA control region sequences. *Marine Biology* **130**: 567-575.

England, A.S., M.J. Bechard y C.S. Houston. 1997. Swainson's hawk (*Buteo swainsoni*), en A. Poole y F. Gill (eds.), *The birds of North America, No. 265.* The Academy of Natural Sciences, Philadelphia-The American Ornithologists' Union, Washington, D.C., pp. 1-28.

Escalante Pliego, P., A.M. Sada y J. Robles Gil. 1996. *Listado de nombres comunes de las aves de México*. Agrupación Sierra Madre, México.

Evans, P.R. 1976. Energy balance and optimal foraging strategies in shorebirds: Some implications for their distributions and movements in the non-breeding season. *Ardea* **64**: 117-139.

FAO. 2005. *Report of the Technical Consultation on Sea Turtles Conservation and Fisheries*. FAO Fisheries Report, Bangkok.

Farmer, A.H., y A.H. Parent. 1997. Effects of the landscape on shorebird movements at spring migration stopovers. *The Condor* **99**: 698-707.

Farmer, C.J., L.J. Goodrich, E. Ruelas y J.P. Smith. 2008. Conservation status of North America's birds of prey, en K.L. Blistering, J.P. Smith, E. Ruelas y R.R. Veit (eds.), *State of North America's birds of prey*. Nuttall Ornithological Club-American Ornithologists. Union Series in Ornithology no. 3. Cambridge, Mass. y Washington, D.C., pp. 303-420.

Feare, C.J. 1966. The winter feeding of the purple sandpiper. *British Birds* **59**: 165-179.

Fenton, M.B., M. Davison, T.H. Kunz, G.F. McCracken, P.A. Racey *et al.* 2006. Linking bats to emerging diseases. *Science* **311**: 1098-1099.

Fiedler, P.C., S.B. Reilly, R.P. Hewitt, D. Demer, V.A. Philbrick *et al.* 1998. Blue whale habitat and prey in the California Channel Islands. *Deep-Sea Research II* **45**: 781-1801.

Fiscus, C.H., y K. Niggol. 1965. *Observation of cetaceans off California, Oregon, and Washington*. US Fish and Wildlife Service Special Scientific Report. Fisheries no. 498, pp. 1-27.

Fleischer, L.A., F. Cervantes, R. Fuentes y E. Michel. 1984. *New records of whale strandings at the Bay of La Paz, Baja California Sur, Mexico*. Resúmenes: IX Reunión Internacional para el Estudio de los Mamíferos Marinos. Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz.

Frazier, J. 2003. Prehistoric and ancient interactions between humans and marine turtles, en P.L. Lutz, J.A. Musick y J. Wyneken (eds.), *The biology of sea turtles*, Vol. 2, CRC Press, Boca Ratón, pp. 1-38.

Fuller, M.R., W.S. Seegar y L.S. Schueck. 1998. Routes and travel rates of migrating peregrine falcons *Falco peregrinus* and Swainson's hawks *Buteo swainsoni* in the western hemisphere. *Journal of Avian Biology* **29**: 433-440.

Gardner, S.C., y W.J. Nichols. 2001. Assessment of sea turtle mortality rates in the Bahia Magdalena region, Baja California Sur, Mexico. *Chelonian Conservation and Biology* **4**: 197-199.

Garduño, M., C. Monroy y V. Guzmán. 2001. Tortuga de carey, en M.A. Cisneros, L.F. Beléndez, E. Zárate, M.T. Gaspar, L.C. López *et al.* (eds.). *Sustentabilidad y pesca responsable en México. Evaluación y manejo. 1999-2000.* Instituto Nacional de Pesca, México, pp. 1017-1032.

Garduño-Andrade, M., V. Guzmán, E. Miranda, R. Briseño-Dueñas y F.A. Abreu-Grobois. 1999. Increases in hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) nestings in the Yucatán Peninsula, Mexico (1977-1996): Data in support of successful conservation? *Chelonian Conservation and Biology* **3**: 286-295.

Garrat, J.R. 1992. *The atmospheric boundary layer*. Cambridge University Press, Cambridge, RU.

Gendron, D. 1990. *Relación entre la abundancia de eufáusidos y de ballenas azules* (Balaenoptera musculus) *en el Golfo de California*. Tesis de maestría, Cicimar, Instituto Politécnico Nacional, La Paz.

Gendron, D. 1993. Índice de avistamientos y distribución del género *Balaenoptera* en el Golfo de California, México, durante febrero, marzo y abril de 1988. *Revista de Investigación Científica*, núm. esp. SOMEMMA **1**: 21-30.

Gendron, D., S. Lanham y M. Carwardine. 1999. North Pacific right whale (*Eubalaena glacialis*) sighting south of Baja California. *Aquatic Mammals* **25**: 31-34.

Gendron, D. 2000. Familiy Balaenidae, en S.T. Álvarez-Castañeda y J.L. Patton (eds.), Mamíferos del noroeste de México II. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, La Paz, pp. 685-687.

Gendron, D. 2002. *Ecología poblacional de la ballena azul,* Balaenoptera musculus*, de la Península de Baja California*. Tesis de doctorado, CICESE, Ensenada.

Gendron, D., y T. Gerrodette. 2003. *First abundance estimates of blue whales in Baja California waters from slip and aerial surveys*. Resúmenes: 15th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Greensboro.

Gerrodette, T., y D.M. Palacios. 1996. *Estimates of cetacean abundance in exclusive economic zone (EEZ) waters of the eastern Tropical Pacific*. NOAA Fisheries Service, Southwest Fisheries Science Center. Administrative Report LJ-96-10, La Jolla.

Gilmore, R.M., y E. Ewing. 1954. Calving of the California grays. *Pacific Discovery* **7**: 13-15.

Gilmore, R.M. 1956. Rare right whale visits California. *Pacific Discovery* **9**: 20-25.

Gilmore, R.M. 1960. A census of the California gray whale. U.S. Fish and Wildlife Service Special Scientific Report. *Fisheries* **342**: 1-30.

Gilmore, R.M., R.L. Brownell, J.G. Mills y A. Harrison. 1967. Gray whales near Yavaros southern Sonora, Golfo de California, Mexico. *Transactions of the San Diego Society of Natural History* **14**: 197-204.

Goodrich, L.J., S.C. Crocoll y S.E. Senner. 1996. Broad-winged hawk (*Buteo platypterus*), en A. Poole y F. Gill (eds.), *The birds of North America*, Vol. 218. Academy of Natural Sciences, Philadelphia-The American Ornithologists' Union, Washington, D.C., pp. 1-28.

Goodrich, L.J., y J.P. Smith. 2008. Raptor migration in North America, en K.L. Bildstein, J.P. Smith, E. Ruelas y R.R. Veit (eds.), *State of North America's birds of prey*. Nuttall Ornithological Club-American Ornithologists'. Union Series in Ornithology no. 3, Cambridge, Mass. y Washington, D.C., pp. 37-150.

Gordo, O., y J.J. Sanz. 2005. Phenology and climate change: A long-term study in a Mediterranean locality. *Oecologia* **146**:484-495.

Goss-Custard, J.D., D.G. Kay y R.M. Blindell. 1977. The density of migratory and overwintering redshank, *Tringa totanus* (L.). and curlew *Numenius arquata* (L.), in relation to the density of their prey in southeast England. *Estuarine Coastal and Marine Science* **5**:497-510.

Goss-Custard, J.D. 1984. Intake rates and food supply in migrating and wintering shorebirds, en J. Burger y B.L. Olla (eds.), *Shorebirds: Migration and foraging behavior*. Plenum, Nueva York, pp. 233-270.

Green, D., y F. Ortiz-Crespo. 1982. Status of sea turtle populations in the central Eastern Pacific, en K.A. Bjorndal (ed.), *Biology and conservation of sea turtles*, Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. pp. 221-233.

Guerrero-Ruiz, M. 1997. *Conocimiento actual de la orca* (Orcinus orca, *Linnaeus, 1758*) *en el Golfo de California*. Tesis de licenciatura, Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz.

Guerrero-Ruiz, M., D. Gendron y J. Urbán. 1998. *Distribution, movements, and communities of killer whales* (Orcinus orca) *in the Gulf of California, Mexico*. International Whaling Commission Report **48**:537-543.

Hagan III, J.M., T.L. Lloyd-Evans, J.L. Atwood y D.S. Wood. 1992. Long-term changes in migratory landbirds in the northeastern United States: Evidence from migration capture data, en J.M. Hagan III y D.W. Johnston (eds.), *Ecology and conservation of neotropical migrant landbirds*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp. 115-130.

Hall, G.A. 1984a. A long-term bird population study in an Appalachian spruce forest. *The Wilson Bulletin* **96**:228-240.

Hall, G.A. 1984b. Population decline of neotropical migrants in an Appalachian forest. *American Birds* **38**:14-18.

Harrington, B.A. 1993. A coastal, aerial winter shorebird survey on the Sonora and Sinaloa coasts of Mexico, January 1992. *Wader Study Group Bulletin* **67**:44-49.

Harrington, B.A. 1994. *A coastal, shorebird survey in Sonora, Sinaloa and Nayarit Mexico, January 1994*. Report for Manomet Bird Observatory, Manomet, Mass.

Hederström, A. 1993. Migration by soaring or flapping flight in birds: The relative importance of energy cost and speed. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B* **342**:353-361.

Henderson, D.A. 1984. Nineteenth century gray whaling: Grounds, catches and kills, practices and depletion of the whale population, en M.L. Jones, S.L. Swartz y S. Leatherwood (eds.), *The gray whale,* Eschrichtius robustus. Academic Press, Orlando, pp. 159-186.

Heppell, S.S., M.J. Snover y L.B. Crowder. 2003. Sea turtle population ecology, en P.L. Lutz, J.A. Musick y J. Wyneken (eds.), *The biology of sea turtles*, Vol. II. CRC Press, Boca Ratón, pp. 275-306.

Heppell, S.S., D.B. Crouse, L.B. Crowder, S.P. Epperly, W. Gabriel *et al.* 2005. A population model to estimate recovery time, population size, and management impacts on Kemp's ridley sea turtles. *Chelonian Conservation and Biology* **4**:767-773.

Herrera, R. 2005. *Evaluación regional de la tortuga caguama, tendencias poblacionales y avances en el conocimiento y conservación*. XIII Taller Regional sobre Programas de conservación de tortugas marinas en la Península de Yucatán, Puerto Telchac, Yucatán.

Hildebrand, H. 1963. Hallazgo del área de anidación de la tortuga "lora" *Lepidochelys kempi* (Garman), en la costa occidental del Golfo de México (Rept. Chel.). *Ciencia* **22**: 105-112.

Hildebrand, H. 1981. A historical review of the status of sea turtle populations in the western Gulf of Mexico, en K. Bjorndal (ed.), *Biology and conservation of sea turtles*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp. 447-453.

Hilton-Taylor, C. (comp.). 2000. *2000 IUCN red list of threatened species*. IUCN, Gland.

Hockey, P.A.R., R.A. Navarro, B. Kalejta y C.R. Velásquez. 1992. The riddle of the sands: Why are shorebird densities so high in southern estuaries? *The American Naturalist* **140**:961-979.

Holmes, R.T., y T.W. Sherry. 1988. Assessing population trends of New Hampshire forest birds: Local vs. regional patterns. *The Auk* **105**:756-768.

Howell, S.N.G., y S. Webb. 1995. *A guide to the birds of Mexico and northern Central America*, Oxford University Press, Nueva York.

Hussell, D.J.T., M.H. Mather y P.H. Sinclair. 1992. Trends in numbers of tropical- and temperate-wintering migrant landbirds in migration at Long Point Ontario, 1961-1988, en J.M. Hagan III y D.W. Johnston (eds.), *Ecology and conservation of neotropical migrant landbirds*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp. 101-114.

Hutson, A.M., S.P. Mickleburgh y P.A. Racey (comp.). 2001. *Microchiropteran bats: Global status survey and action plan*. IUCN/SSC Chiroptera Specialist Group, IUCN, Gland.

Hutto, R.L. 1986. Migratory landbirds in Mexico: A vanishing habitat. *Western Wildlands* **11**:12-16.

Ichihara, T. 1966. The pigmy blue whale, *Balaenoptera musculus brevicauda*, a new subspecies from the Antarctic, en K.S. Norris (ed.), *Whales, dolphins, and porpoises*. University of California Press, Berkeley, pp. 79-113.

IUCN. 2007. *IUCN red list of threatened species*. Disponible en *<http://www.iucnredlist.org/>*.

James, M.C. 2001. Update COSEWIC status report on the leatherback turtle *Dermochelys coriacea* in Canada, en COSEWIC *assessment and update status report on the leatherback turtle* Dermochelys coriacea *in Canada*.

Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa.

Jaquet, N., D. Gendron y A. Coakes. 2003. Sperm whales in the Gulf of California: Residency, movements, behavior, and the possible influence of variation in food supply. *Marine Mammal Science* **19**:545-562.

Jefferson, T.A., S. Leatherwood y M.A. Webber. 1993. *FAO species identification guide. Marine mammals of the world*. FAO, Roma.

Johnsgard, P.A. 1997. *The hummingbirds of North America*, 2a. ed., Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.

Johnson, D.R., C. Yeung y C.A. Brown. 1999. *Estimates of marine mammal and marine turtle bycatch by the U.S. Atlantic pelagic longline fleet in 1992-1997*. National Marine Fisheries Service, NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-418.

Johnson, J.H., y A.A. Wolman. 1984. The humpback whale, *Megaptera novaeangliae*. *Marine Fisheries Review* **46**:30-37.

Johnston, D.W., y D.L. Winings. 1987. The decline of forest breeding birds on Plummers Island, Maryland, and vicinity, XXVII. Series Natural History of Plummers Island, Maryland. *Proceedings of the Biological Society of Washington* **100**:762-768.

Jones, E.T. 1986. The passerine decline. *North American Bird Bander* **11**:74-75.

Jones, M.L., y S.L. Swartz. 1984. Demography and phenology of gray whales and evaluation of whale-watching activities in Laguna San Ignacio, Baja California Sur, Mexico, en M.L. Jones, S.L. Swartz y S. Leatherwood (eds.), *The gray whale* Eschrichtius robustus. Academic Press, Nueva York, pp. 309-374.

Kamezaki, N., Y. Matsuzawa, O. Abe, H. Asakawa, T. Fujii *et al.* 2003. Loggerhead turtles nesting in Japan, en A.B. Bolten y B.E. Witherington (eds.), *Loggerhead sea turtles*. Smithsonian Books, Washington, D. C., pp. 210-217.

Kenney, R.D. 2002. North Atlantic, North Pacific, and southern right whales, en W.F. Perrin, B. Würsig, y J. G. M. Thewissen (eds.), *Encyclopedia of marine mammals*, Academic Press, Londres, pp. 806-813.

Kerlinger, P. 1989. *Flight strategies of migrating hawks*. University of Chicago Press, Chicago.

Kerlinger, P., y F.R. Moore. 1989. Atmospheric structure and avian migration. *Current Ornithology* **6**:109-142.

Kinzel, M. 2001. Satellite tracking of green sea turtles in the Gulf of Mexico. *Argos Newsletter* **58**:4-7.

Kirk, D.A., y M.J. Mossman. 1998. Turkey vulture (*Cathartes aura*), en A. Poole y F. Gill (eds.), *The birds of North America*, núm. 339. The Birds of North America, Inc., Filadelfia.

Klinowska, M. 1991. *Dolphins, porpoises, and whales of the world. The IUCN red data book*. IUCN, Gland.

Krebbs, K., R.A. Medellín, Y. Petryszyn, A. McIntire, L. Lewis *et al.* 2005. Lesser long-nosed bat: Conservation, research, and education. *Sonorensis, Newsletter of the Arizona-Sonora Desert Museum*. Winter 2005.

Ladrón de Guevara, P.P. 1995. La ballena jorobada *Megaptera novaeangliae* (Borowski, 1781) (Cetacea: Balaenopteridae) en la Bahía de Banderas, Nayarit-Jalisco, México. Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM.

Lahanas, P.N., K.A. Bjorndal, A.B. Bolten, S.E. Encalada, M.M. Miyamoto *et al.* 1998. Genetic composition of a green turtle feeding ground population: Evidence for multiple origins. *Marine Biology* **130**:345-352.

Leatherwood, S., R.R. Reeves, W.F. Perrin y W.E. Evans. 1982. *Whales, dolphins, and porpoises of the eastern North Pacific and adjacent Arctic waters: A guide to their identification*. National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service. NOAA Technical Report, NMF Circular 444.

Leatherwood, S., y R.R. Reeves. 1983. *The Sierra Club handbook of whales and dolphins*. Sierra Club Books, San Francisco.

Leck, C.F., B.G. Murray Jr. y J. Swinebroad. 1981. Changes in breeding bird populations at Hutcheson Memorial Forest since 1958. *William L. Hutcheson Memorial Forest Bulletin* **6**:8-14.

Lincoln, F.C., S.R. Peterson y J.L. Zimmerman. 1998. *Migration of birds*. U.S. Department of the Interior, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C. Circular 16. Northern Prairie Wildlife Research Center Online, Jamestown, en <*http://www.npwrc.usgs.gov/resource/birds/migratio/migratio.htm*>.

Litwin, T.S., y C.R. Smith. 1992. Factors influencing the decline of neotropical migrants in a northeastern forest fragment: Isolation, fragmentation, or mosaic effects?, en J.M. Hagan III y D.W. Johnston (eds.), *Ecology and conservation of neotropical migrant landbirds* Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp. 483-496.

Luke, K., J.A. Horrocks, R.A. LeRoux y P.H. Dutton. 2004. Origins of green turtle (*Chelonia mydas*) feeding aggregations around Barbados, West Indies. *Marine Biology* **144**: 799-805.

Maimone-Celorio, M.R., y E. Mellink. 2003. Shorebirds and benthic fauna of tidal mudflats in Estero de Punta Banda, Baja California, Mexico. *Bulletin of the Southern California Academy of Sciences* **102**:26-38.

Maldonado, G. 2005. Conferencia Estatal de Quintana Roo. XIII Taller regional sobre programas de conservación de tortugas marinas en la Península de Yucatán, Puerto Telchac.

Mangels, K.F., y T. Gerrodette. 1994. *Report of cetacean sightings during a marine mammal survey in the eastern Pacific Ocean and the Gulf of California aboard the NOAA ships* McArthur *and* David Starr Jordan*, July 28-November 6. 1993*. NOAA Technical Memorandum NMFS-SWFSC-221.

Márquez, M.R. 1976. *Estado actual de la pesquería de las tortugas marinas en México, 1974*. Serie Informativa INP/SI 83, Instituto Nacional de Pesca, México.

Márquez, M.R. 1994. Sinopsis de datos biológicos sobre la tortuga lora *Lepidochelys kempi* (Garman, 1880). FAO. Sinopsis sobre la Pesca núm. 152, INPS152, Instituto Nacional de Pesca, México.

Márquez, R., A. Villanueva y C. Peñaflores. 1976. *Sinopsis de datos biológicos sobre la tortuga golfina,* Lepidochelys olivacea *(Eschscholtz, 1829). Sinopsis sobre la Pesca*, núm. 2. Instituto Nacional de Pesca, México.

Márquez, R. 1996. *Las tortugas marinas y nuestro tiempo.* Fondo de Cultura Económica, México.

Márquez, R., M.C. Jiménez, M.A. Carrasco y N.A. Villanueva. 1998. Comentarios acerca de las tendencias poblacionales de las tortugas marinas del género *Lepidochelys* después de la veda total de 1990. *Oceánides* **13**:41-62.

Márquez, R. 2001. Estado de conservación y distribución de la tortuga lora, *Lepidochelys kempii*, en la región del Gran Caribe, en K.L. Eckert y F.A. Abreu-Grobois (eds.), *Memorias del taller Conservación de tortugas marinas en la región del Gran Caribe – Un diálogo para el manejo regional efectivo*. WIDECAST, IUCN/SSC/MTSG, WWF y Programa Ambiental del Caribe del PNUMA, Santo Domingo, 16-18 de noviembre de 1999, pp. 48-53.

Márquez, R. 2004. *Sea turtles population dynamics, with special emphasis on sources of mortality and relative importance of fisheries impacts – Atlantic Ocean*. Papers presented at the Expert Consultation on Interactions between Sea Turtles and Fisheries within an Ecosystem Context. FAO Fisheries Report no. 738, supplement, FAO, Roma.

Mate, B.R., B.A. Lagerquist y J. Calambokidis. 1999. Movements of North Pacific blue whales during the feeding season off southern California and their southern fall migration. *Marine Mammal Science* **15**:246-1257.

Mayr, G. 2005. Fossil hummingbirds in the Old World. *Biologist* **52**:12-16.

McClenachan, L., J.B.C. Jackson y M.J.H. Newman. 2006. Conservation implications of historic sea turtle nesting beach loss. *Frontiers in Ecology and the Environment* **4**: 290-296.

McCracken, G.F., M.K. McCracken y A.T. Vawter. 1994. Genetic structure in migratory populations of the bat *Tadarida brasiliensis mexicana*. *Journal of Mammalogy* **75**:500-514.

McKinnon, H.B. 2005. *Las aves en la cultura maya*, en H.B. McKinnon (ed.), *Aves y reservas de la Península de Yucatán*, Amigos de Sian Ka'an, A.C., Cancún.

Medellín, R.A., H.T. Arita y O. Sánchez. 1997. *Identificación de los murciélagos de México: claves de campo*. Publicaciones Especiales, Asociación Mexicana de Mastozoología, A.C., México.

Medellín, R.A. 2003. Diversity and conservation of bats in Mexico: Research priorities, strategies, and actions. *Wildlife Society Bulletin* **31**:87-97.

Medellín, R.A., y S. Walker. 2003. Nightly wings, nectar sips. *Endangered Species Bulletin, U.S. Fish and Wildlife Service* **28**:16-17.

Medellín, R.A., J. Guillermo Téllez y J. Arroyo. 2004. Conservation through research and education. An example of collaborative integral actions for migratory bats, en G.P. Nabhan, R.C. Brusca y L. Holter (eds.), *Conservation of migratory pollinators and nectar corridors in North America*. University of Arizona Press, Tucson, pp. 43-58.

Medrano-González, L. 1993. *Estudio genético del rorcual jorobado en el Pacífico mexicano*. Tesis de doctorado, Facultad de Ciencias, UNAM, México.

Meylan, A.B. 1999a. Status of the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) in the Caribbean region. *Chelonian Conservation and Biology* **3**:177-184.

Meylan, A.B. 1999b. International movements of immature and adult hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in the Caribbean region. *Chelonian Conservation and Biology* **3**: 189-194.

Millán-Aguilar, O.G. 2008. Estructura genética poblacional de la tortuga verde, *Chelonia mydas*, en el Golfo de México determinada por análisis de secuencias del ADN mitocondrial. Tesis de maestría, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, UNAM, México.

Miller, J.D. 1997. Reproduction in sea turtles, en P.L. Lutz y J.A. Musick (eds.), *The biology of sea turtles*. CRC Press, Boca Ratón, pp. 51-81.

Moncada, F., F.A. Abreu-Grobois, A. Muhlia-Melo, C. Bell, S. Tröeng *et al.* 2006. Movement patterns of green turtles (*Chelonia mydas*) in Cuba and adjacent Caribbean waters inferred from flipper tag recaptures. *Journal of Herpetology* **40**:22-34.

Montoya, A.E. 1969. Programas de investigación y conservación de las tortugas marinas en México. *IUCN Pub. New Ser. Supp. Pap.* **20**:34-53.

Moore, S.E., J. Urbán, W.L. Perryman, F. Gulland, H. Pérez-Cortés *et al.* 2001. Are gray whales hitting "K" hard? *Marine Mammal Science* **17**:954-958.

Mortimer, J.A., y M. Donnelly. 2007. Marine Turtle Specialist Group. 2007 IUCN red list status assessment. Hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*), en <*www.iucn-mtsg.org/red_list/ei/2008-04-25%20Ei_Assess_Final.pdf*> (consultado en 2008).

Morrison, R.I.G. 1984. Migration systems of some new world shorebirds, en J. Burger y B.L. Olla (eds.), *Behavior of marine animals*, Vol. 6. Plenum Press, Nueva York, pp. 125-202.

Morrison, R.I.G., y J.P. Myers. 1989. Shorebird flyways in the New World, en H. Boyd y J.Y. Pirot (eds.), *Flyways and reserve networks for water birds*. IWRB Special Publication no. 9, Slimbridge, RU, pp. 85-96.

MTSG. *Hazards to marine turtles*. Marine Turtle Specialist Group, en <*http://www.iucn-mtsg.org/hazards/*> (consultado en 2008).

Musick, J.A., y C.J. Limpus. 1997. Habitat utilization and migration in juvenile sea turtles, en P.L. Lutz y J.A. Musick (eds.), *The biology of sea turtles*. CRC Press, Boca Ratón, pp. 137-163.

Musick, J.A. 2001. Planificación del manejo para especies longevas, en K.L. Eckert y F.A. Abreu-Grobois (eds.), *Memorias del taller Conservación de tortugas marinas en la región del Gran Caribe – Un diálogo para el manejo regional efectivo*. WIDECAST-IUCN-SSC-MTSG-WWF-Programa Ambiental del Caribe del PNUMA, Santo Domingo, 16 a 18 de noviembre de 1999, pp. 48-53.

Myers, J.P. 1983. Conservation of migrating shorebirds: Staging areas, geographic bottlenecks, and regional movements. *American Birds* **37**:23-25.

Nabhan, G.P., R.C. Brusca y L. Holter (eds.), Conserving migratory pollinators and nectar corridors in western North America. University of Arizona Press, Tucson.

National Research Council. 1990. *Decline of the sea turtles: Causes and prevention*. National Research Council. The National Academies Press, Washington, D.C.

National Research Council. 2007. *Status of pollinators in North America*. National Academy of Sciences. The National Academies Press, Washington, D.C.

Navarijo Ornelas, M.L. 2001. Las aves en el mundo maya prehispánico, en B. de la Fuente (dir.), L. Staines (coord.), *La pintura mural prehispánica en México*, Vol. II, t. III. Instituto de Investigaciones Estéticas, UNAM, México, pp. 221-253.

Navarro, A.G., y H. Benítez. 1993. Patrones de riqueza y endemismo de las aves. *Ciencias* (número especial) **7**:45-53.

Navarro, L., J. Arroyo y R.A. Medellín. 1996. Bat awareness in Mexico begins with children. *Bats Magazine* **14**:3-6.

Nishiwaki, M. 1966. Distribution and migration of the larger cetaceans in the North Pacific as shown by Japanese whaling results, en K.S. Norris (ed.), *Whales, dolphins, and porpoises*. University of California Press, Berkeley, pp. 171-191.

NMFS. 1991. *Recovery plan for the humpback whale* (Megaptera novaeangliae). Prepared by the Humpback Whale Recovery Team for the National Marine Fisheries Service, Silver Spring, Maryland.

NMFS. 1998. *Recovery plan for the blue whale* (Balaenoptera musculus). Prepared by R.R. Reeves, P.J. Clapham, R.L. Brownell Jr., y G.K. Silber for the National Marine Fisheries Service, Silver Spring, Maryland.

Norman, S.A., M.M. Muto, D.J. Rugh y S.E. Moore. 2000. *Gray whale strandings in 1999 and a review of stranding records in 1995-1998.* Paper SC/52/AS5 presented to the International Whaling Commission, Scientific Committee, June 2000, Adelaide, Australia.

Norris, K.S., B. Villa-Ramírez, G. Nichols, B. Würsig y K. Miller. 1983. Lagoon entrance and other aggregations of gray whales (*Eschrichtius robustus*), en R. Payne (ed.), *Communication and behavior of whales*. AAAS Selected Symposium 76, Westview Press, Boulder, pp. 259-293.

Ornelas, J.F., y M.C. Arizmendi. 1995. Altitudinal migration: Implications for the conservation of the neotropical migrant avifauna of western Mexico, en M.H. Wilson y S.A. Sader (eds.), *Conservation of neotropical migratory birds in Mexico*, pp. 98-112. Maine Agricultural and Forest Experiment Station, Orono.

Payne, R.S., y S. McVay. 1971. Songs of humpback whales. *Science* **173**:585-597.

Peckham S.H., D. Maldonado Díaz, A. Walli, G. Ruiz, L.B. Crowder *et al.* 2007. Small-scale fisheries bycatch jeopardizes endangered Pacific loggerhead turtles. *PLoS One* **2**(10): <*e1041. doi:10.1371/journal.pone.0001041*>.

Pennycuick, C.J. 1969. The mechanics of bird migration. *Ibis* **111**:525-556.

Pennycuick, C.J. 1975. Mechanics of flight, en D.S. Farner y J.R. King (eds.), *Avian biology*, Vol. 5. Academic Press, Nueva York, pp. 1-75.

Peñaflores-Salazar, C., J. Vasconcelos-Pérez, E. Albavera-Padilla y M.C. Jiménez-Quiroz. 2001. Especies sujetas a protección especial. Tortuga golfina, en M.A. Cisneros, L.F. Beléndez, E. Zárate, M.T. Gaspar, L.C. López *et al.* (eds.), *Sustentabilidad y pesca responsable en México. Evaluación y manejo. 1999-2000.* Instituto Nacional de Pesca, México, pp. 1001-1021.

Pérez Ríos, N.A. 2008. Estructura genética poblacional de la tortuga verde, *Chelonia mydas* en el Caribe mexicano determinada por análisis de secuencias del ADN mitocondrial. Tesis de maestría, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, UNAM, México.

Perryman, W.L. 2001. *Northbound gray whale calf survey for 2001-progress report.* Paper SC/53/BRG11 presented to the International Whaling Commission, Scientific Committee, julio de 2001, Londres.

Peterson, A.T., M.A. Ortega-Huerta, J. Bartley, V. Sánchez-Cordero, J. Soberón *et al.* 2002. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* **416**:626-629.

Pienkowski, M.W. 1983. Surface activity of some intertidal invertebrates in relation to temperature and the foraging behaviour of their shorebird predators. *Marine Ecology Progress Series* **11**:141-150.

Pike, G.C. 1953. Colour pattern of the humpback whales from the coast of British Columbia. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **171**:1-54.

Pritchard, P.C.H. 1982. Nesting of the leatherback turtle, *Dermochelys coriacea* in Pacific Mexico, with a new estimate of the world population status. *Copeia* **1982**:741-747.

Pritchard, P.C.H., y J.A. Mortimer. 2000. Taxonomía, morfología externa e identificación de las especies, en K.L. Eckert, K.A. Bjorndal, F.A. Abreu-Grobois y M. Donnelly (eds.) (traducción al español), *Técnicas de investigación y manejo para la conservación de las tortugas marinas*. Grupo Especialista en Tortugas Marinas UICN/CSE, publicación núm. 4 pp. 23-41.

Proctor, H., e I. Owens. 2000. Mites and birds: Diversity, parasitism, and coevolution. *Trends in Ecology and Evolution* **15**:358-364.

Rappole, J.H. 1995. *The ecology of migrant birds: A neotropical perspective*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.

Reeves, R.R., y S. Leatherwood. 1985. Sightings of right whales in the eastern North Pacific. Paper SC/37/PS3 presented to the International Whaling Commission, Scientific Committee, junio de 1985, Bournemouth, RU.

Reilly, S.B., y V.G. Thayer. 1990. Blue whale (*Balaenoptera musculus*) distribution in the eastern Tropical Pacific. *Marine Mammal Science* **6**:265-277.

Rice, D.W., y C.H. Fiscus. 1968. Right whales in the southeastern North Pacific. *Norsk Hvalfangsttid* **57**:105-107.

Rice, D.W., y A.A. Wolman. 1971. *The life history and ecology of the gray whale* (Eschrichtius robustus). American Society of Mammalogists, special publication no. 3.

Rice, D.W. 1974. Whales and whale research in the eastern North Pacific, en W.E. Schevill (ed.), *The whale problem. A status report*. Harvard University Press, Cambridge, pp. 170-195.

Rice, D.W. 1977. *A list of the marine mammals of the world*, 3a. ed. National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service. NOAA-TR-NMFS-SSRF-771.

Rice, D.W. 1978. Blue whale, en D. Haley D. (ed.), *Marine mammals of eastern North Pacific and Arctic waters*. Pacific Search Press, Seattle, pp. 40-45.

Rice, D.W., A.A. Wolman, D.E. Withrow y L.A. Fleischer. 1981. Graywhales on the winter grounds of Baja California. *Report of the International Whaling Commision* **31**: 477-493.

Rice, D.W. 1992. The blue whales of the southeastern North Pacific Ocean. AFSC Quarterly Report, Oct-Nov-Dec 1992, Alaska Fisheries Science Center, Seattle.

Rice, D.W. 1998. *Marine mammals of the world: Systematics and distribution*. The Society of Marine Mammalogy, special publication no. 4, Allen Press, Lawrence.

Robbins, C.S. 1979. Effect of forest fragmentation on bird populations, en R.M. DeGraff y K.E. Evans (eds.), *Proceedings of the workshop on management of north central and northeastern forests for nongame birds*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service General Technical Report NC-51, pp. 198-212.

Rojas, L.M., R. McNeil, T. Cabana y P. Lachapelle. 1999. Diurnal and nocturnal visual capabilities in shorebirds as a function of their feeding strategies. *Brain, Behavior, and Evolution* **53**:29-43.

Rosenbaum, H.C., P.J. Clapham, J. Allen, M. Nicole-Jenner, L. Flores-González *et al.* 1995. Geographic variation in ventral fluke pigmentation of humpback whales *Megaptera novaeangliae* populations worldwide. *Marine Ecology Progress Series* **124**:1-7.

Ruelas, E., L.J. Goodrich, S.W. Hoffman y R. Tingay. 2000. Conservation strategies for the world's largest raptor migration flyway: Veracruz, the river of raptors, en R.D. Chancellor y B.U. Meyburg (eds.), *Raptors at risk*. Proceedings of 5th World Conference on Birds of Prey and Owls. The World Working Group on Birds of Prey and Owls, Towcester, RU, pp. 591-596.

Ruelas, E., J.E. Montejo, S.W. Hoffman y L.J. Goodrich. 2002. *The migration of the hook-billed kite* (Chondrohierax uncinatus). Third North American Ornithological Conference, 24 a 28 de septiembre de 2002, Nueva Orleans.

Ruelas, E. 2005. Raptor and wading bird migration in Veracruz, Mexico: Spatial and temporal dynamics, flight performance, and monitoring applications. PhD Thesis, University of Missouri, Columbia.

Ruelas, E., S.W. Hoffman y L.J. Goodrich. 2005. Stopover ecology of neotropical migrants in Central Veracruz, Mexico, en C.J. Ralph y T.D. Rich (eds.), *Bird conservation implementation and integration in the Americas: Proceedings of the Third International Partners in Flight Conference*, 20 a 24 de marzo de 2002, Asilomar, California. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-191. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, Albany, pp. 657-672.

Rugh, D., J. Breiwick, R. Hobbs, K. Sheldon y M. Muto. 2008. *Eastern North Pacific gray whale abundance in the winter of 2006-2007*. Paper SC/60/BRG6 presented to the International Whaling Commission, Scientific Committee, Santiago de Chile.

Russell, A.L., R.A. Medellín y G.F. McCracken. 2005. Genetic variation and migration in the Mexican free-tailed bat (*Tadarida brasiliensis mexicana*). *Molecular Ecology* **14**: 2207-2222.

Sagarpa. 2007. Norma Oficial Mexicana NOM-029-PESC-2006 – Pesca responsable de tiburones y rayas. Especificaciones para su aprovechamiento. *Diario Oficial de la Federación*, 14 de febrero de 2007.

Salinas, M., y L.F. Bourillón. 1988. Taxonomía, diversidad y distribución de los cetáceos de la Bahía de Banderas, México. Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM, México.

Sarti, L., S.A. Eckert, N. García y A.R. Barragán. 1996. Decline of the world's largest nesting assemblage of leatherback turtles. *Marine Turtle Newsletter* **74**:2-5.

Sarti, L. 2000. *Dermochelys coriacea*, en *2008 IUCN red list of threatened species*, en <*www.iucnredlist.org*>.

Sarti, L., A. Barragán, P. Huerta, F. Vargas, A. Tavera *et al.* 2002. *Distribución y estimación del tamaño de la población de la tortuga laúd* Dermochelys coriacea *en el Pacífico mexicano y centroamericano. Temporada 2001-2002.* Informe Final de Investigación. DGVS-Semarnat-NMFS-US Geological Survey-Conservation International, México.

Sarti, L. 2004. *Situación actual de la tortuga laúd* (Dermochelys coriacea) *en el Pacífico mexicano y medidas para su recuperación y conservación.* Semarnat, México.

Sarti, L., A.R. Barragán, D. García, N. García, P. Huerta *et al.* 2007. Conservation and biology of the leatherback turtle in the Mexican Pacific. *Chelonian Conservation and Biology* **6**:70-78.

Sauer, J.R., y S. Droege. 1992. Geographic patterns in population trends of neotropical migrants in North America, en J.M. Hagan III y D.W. Johnston (eds.), *Ecology and conservation of neotropical migrant landbirds*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp. 115-130.

Sauer, J.R., J.E. Hines y J. Fallon. 2004. *The North American breeding bird survey, results and analysis 1966-2003. Version 2004.1.* USGS Patuxent Wildlife Research Center, Laurel. Disponible en *<http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/bbs/bbs.html>*.

Scammon, C.M. [1874] 1968. *The marine mammals of the north-western coast of North America; described and illustrated, together with an account of American whale-fishery.* John H. Carmany [1874]; reimpr. Dover Publications, 1968, Nueva York.

Scarff, J.E. 1991. Historic distribution and abundance of the right whale (Eubalaena glacialis) in the north Pacific, Bering Sea, Sea of Okhotsk and Sea of Japan from the Maury Whale Charts. *Reports of the International Whaling Commission* **41**:467-489.

Sears, R. 1987. The photographic identification of individual blue whales (*Balaenoptera musculus*) in the Sea of Cortés. *Cetus* **7**:14-17.

Sears, R. 1990. The Cortés blues. *Whalewatcher* **24**:12-15.

Secretaría de Pesca. 1990. Acuerdo por el que se establece veda para las especies y subespecies de tortuga marina en aguas de jurisdicción federal del Golfo de México y Mar Caribe, así como las del Océano Pacífico, incluyendo el Golfo de California. *Diario Oficial de la Federación*, 31 de mayo de 1990.

Secretaría de Pesca. 1993. Norma Oficial Mexicana NOM-002-PESC-1993 para ordenar el aprovechamiento de las especies de camarón en aguas de jurisdicción federal de los Estados Unidos Mexicanos. *Diario Oficial de la Federación*, 31 de diciembre de 1993.

Semarnap. 1996. Norma Oficial Mexicana de Emergencia NOM-EM-OO1-PESC-1996 por la que se establece el uso obligatorio de dispositivos excluidores de tortuga marina en las redes de arrastre durante las operaciones de pesca de camarón en el Océano Pacífico, incluyendo el Golfo de California. *Diario Oficial de la Federación*, 18 de marzo de 1996.

Semarnap. 2000. Norma Oficial Mexicana NOM-131-ECOL-1998 que establece lineamientos y especificaciones para el desarrollo de actividades de observación de ballenas, relativas a su protección y la conservación de su hábitat. *Diario Oficial de la Federación*, 10 de enero de 2000.

Semarnat. 2002a. Acuerdo por el que se determinan como áreas naturales protegidas, con la categoría de santuarios, a las zonas de reserva y sitios de refugio para la protección, conservación, repoblación, desarrollo y control de las diversas especies de tortuga marina, ubicadas en los estados de Chiapas, Guerrero, Jalisco, Michoacán, Oaxaca, Sinaloa, Tamaulipas y Yucatán, identificadas en el decreto publicado el 29 de octubre de 1986. *Diario Oficial de la Federación*, 16 de julio de 2002.

Semarnat. 2002b. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2001 – Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestre-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*, 6 de marzo de 2002.

Semarnat 2002c. Decreto por el que se reforman diversas disposiciones de la Ley General de Vida Silvestre. *Diario Oficial de la Federación*, 10 de enero de 2002.

Semarnat 2002d. Acuerdo por el que se establece como área de refugio para proteger a las especies de grandes ballenas de los subórdenes Mysticeti y Odontoceti, las zonas marinas que forman parte del territorio nacional y aquellas sobre las que la nación ejerce su soberanía y jurisdicción. *Diario Oficial de la Federación*, 24 de mayo de 2002.

Seminoff, J. 2002. 2002 IUCN red list status assessment. Marine Turtle Specialists Group. Disponible en *<http://www.iucn-mtsg.org/red_list/cm/MTSG_Chelonia_Assessment_26-4-2002.pdf>*.

Serrao, J. 1985. Decline of forest songbirds. *Records of New Jersey Birds* **11**:5-9.

Sharp, B. 1985. Avifaunal changes in central Oregon since 1899. *Western Birds* **16**:63-70.

Shaver, D.J. 1995. Sea turtle stranding along the Texas coast again cause for concern. *Marine Turtle Newsletter* **70**:2-4.

Smith, N.G., D.L. Goldstein y G.A. Bartholomew. 1986. Is long-distance migration possible for soaring hawks using only stored fat? *The Auk* **103**:607-611.

Spaar, R. 1997. Flight strategies of migrating raptors; a comparative study of interspecific variation in flight characteristics. *Ibis* **139**:523-535.

Steidl, R.J., C.R. Griffin, L.J. Niles y K.E. Clark. 1991. Reproductive success and eggshell thinning of a reestablished peregrine falcon population. *Journal of Wildlife Management* **55**:294-299.

Steiger, G.H., J. Calambokidis, R. Sears, K.C. Balcomb y J.C. Cubbage. 1991. Movement of humpback whales between California and Costa Rica. *Marine Mammal Science* **7**:306-310.

Stewart, P.A. 1987. Decline in numbers of wood warblers in spring and autumn migrations through Ohio. *North American Bird Bander* **12**:58-60.

Temple, S.A., y B.L. Temple. 1976. Avian population trends in central New York State, 1935-1972. *Bird Banding* **47**: 238-257.

Tershy, B.R., D. Breese y C.S. Strong. 1990. Abundance, seasonal distribution, and population composition of balaenopterid whales in the Canal de Ballenas, Gulf of California, Mexico. *Report of the International Whaling Commision* (special issue) **12**:369-375.

Tershy, B.R., y D. Breese. 1991. Sightings of feeding gray whales in the northern Gulf of California. *Journal of Mammalogy* **72**:830-831.

Titus, K., M.R. Fuller y D. Jacobs. 1990. Detecting trends in hawk migration count data, en J.S. Sauer y S. Droege (eds.), *Survey designs and statistical methods for estimation of avian population trends*. U.S. Fish and Wildlife Service Biological Report, Vol. 90, núm. 1, Washington, D.C. pp. 105-113.

Tomilin, A.G. 1957. *Mammals of the U.S.S.R. and Adjacent Countries*, Vol. IX: *Cetacea*. Israel Program For Scientific Translations Ltd., Jerusalén.

Torres-Chávez, M.G., y A.G. Navarro. 2000. Los colibríes. *Biodiversitas* **28**:1-6.

Townsend, C.H. 1935. The distribution of certain whales as shown by logbook records of American whales ships. *Zoologica* **19**:1-50.

Tröeng, S., y E. Rankin. 2005. Long-term conservation efforts contribute to positive green turtle *Chelonia mydas* nesting trend at Tortuguero, Costa Rica. *Biological Conservation* **121**:111-116.

Turtle Expert Working Group. 2000. *Assessment update for the Kemp's Ridley and loggerhead sea turtle populations in the western North Atlantic*. Turtle Expert Working Group, U.S. Department of Commerce, NOAA Technical. Memorandum, NMFS-SEFSC-444.

Tuttle, M.D., D.A.R. Taylor, R.A. Medellín y S. Walker. 2000. *Murciélagos y minas*. Resource Publication no. 3A, Bat Conservation International, Austin.

Urbán, J., y A. Aguayo. 1987. Spatial and seasonal distribution of the humpback whale, *Megaptera novaeangliae*, in the Mexican Pacific. *Marine Mammal Science* **3**:333-344.

Urbán, J., L. Bourillón, D.E. Claridge y K.C. Balcomb III. 1990. *La ballena gris,* Eschrichtius robustus*, en el extremo sur de la Península de Baja California durante sus temporadas de reproducción 1989-1990.* Resúmenes: XV Reunión Internacional para el Estudio de los Mamíferos Marinos, La Paz.

Urbán, J., A. Gómez Gallardo, M. Palmeros y G. Velázquez. 1997a. Los mamíferos marinos de la Bahía de La Paz, en J. Urbán y M. Ramírez (eds.), *La Bahía de La Paz. Investigación y conservación*. UABCS-Cicimar-Scripps, La Paz, México, pp. 201-236.

Urbán, J., A. Gómez-Gallardo, V. Flores de Sahagún, J. Cifuentes, S. Ludwig *et al.* 1997b. Gray whale studies at Laguna San Ignacio, B.C.S., Mexico, winter 1996. *Report of the International Whaling Commision* **47**:625-633.

Urbán, J., C. Álvarez, M. Salinas, J. Jacobsen, K.C. Balcomb III *et al.* 1999. Population size of humpback whale, *Megaptera novaeangliae*, in waters off the Pacific coast of Mexico. *Fishery Bulletin* **97**:1017-1024.

Urbán, J., L. Rojas-Bracho, H. Pérez-Cortez, A. Gómez-Gallardo, S.L. Swartz *et al.* 2003. A review of gray whales *Eschrichtius robustus* on their wintering grounds in Mexican waters. *Journal of Cetacean Research and Management* **5**:281-295.

Urbán, J., U. González-Peral, G. Cárdenas-Hinojosa y L. Rojas-Bracho. 2007a. Informe para la Comisión para la Cooperación Ambiental del Plan de Acción de América del Norte para la Conservación de la Ballena Jorobada. 2004-2007.

Urbán, J., M. Guerrero-Ruiz, D. Gendron, G. Cárdenas y L. Rojas-Bracho. 2007b. *Current knowledge of killer whales in the Gulf of California*. Paper SC/59/SM15 presented to the International Whaling Commission, Scientific Committee, junio de 2007, Anchorage.

USFWS-NMFS. 1992. *Recovery Plan for the Kemp's Ridley sea turtle* (Lepidochelys kempii). U.S. Fish and Wildlife Service-National Marine Fisheries Service, St. Petersburg.

Vidal, O. 1989. La ballena gris, *Eschrichtius robustus*, en las áreas de crianza del Golfo de California, México. Tesis de maestría, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, Campus Guaymas, México.

Vidal, O. 1991 *Catalog of osteological collections of aquatic mammals from Mexico*. National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, NOAA Technical Report NMFS-97.

Vidal, O., L.T. Findley y S. Leatherwood. 1993. Annotated checklist of marine mammals of the Gulf of California. *Proceedings of San Diego Society of Natural History* **28**:1-16.

Vidal, O., K. Van Waerebeek y L.T. Findley. 1994. Cetaceans and gillnet fisheries in Mexico, Central America and the wider Caribbean: A preliminary review. *Report of the International Whaling Commission* (special issue) **15**:221-233.

Villa Guzmán, J. 1980. Pesquería de tortugas marinas en el estado de Jalisco. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM, México.

Visser, M.E., y C. Both. 2005. Shifts in phenology due to global climatic change: The need of a yardstick. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **272**:2561-2569.

Wade, L.S., y G.L. Friedrichsen. 1979. Recent sightings of the blue whales, *Balaenoptera musculus*, in the northeastern tropical Pacific. *Fishery Bulletin* **76**:915-919.

Wade, P., y T. Gerrodette. 1993. Estimates of cetacean abundance and distribution in the eastern Tropical Pacific. *Report of the International Whaling Commision* **43**:477-493.

Weller, D.W., B. Wursig, A.L. Bradford, A.M. Burdin, S.A. Blokhin *et al.* 1999. Gray whales (*Eschrichtius robustus*) off Sakhalin Island, Russia: Seasonal and annual patterns of occurrence. *Marine Mammal Science* **15**:1208-1227.

Widen, P. 1994. Habitat quality for raptors: A field experiment. *Journal of Avian Biology* **25**:219-223.

Wilcove, D.S. 1983. *Population changes in the Neotropical migrants of the Great Smoky Mountains 1947-1982*. Report to the World Wildlife Fund, Washington, D.C.

Wilkinson, G.S., y T.H. Fleming. 1996. Migration and evolution of lesser long-nosed bats *Leptonycteris curasoae*, inferred from mitochondrial DNA. *Molecular Ecology* **5**:329-339.

Wishart, R.A., y S.G. Sealy. 1980. Late summer time budget and feeding behaviour of marbled godwits (*Limosa fedoa*) in southern Manitoba. *Canadian Journal of Zoology* **58**: 1277-1282.

Witham, J.W., y M.L. Hunter. 1992. Population trends of Neotropical migrant landbirds in northern coastal New England, en J. Hagan III y D.W. Johnston (eds.), *Ecology and conservation of Neotropical migrant landbirds.* Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp. 85-95.

Witherington, B., P. Kubilis, B. Brost y A. Meylan. 2009. Decreasing annual nest counts in a globally important loggerhead sea turtle population. *Ecological Applications* **19**: 30-54.

Wolman, A.A. 1985. Gray whale, *Eschrichtius robustus* (Lilljeborj, 1861), en S.H. Ridway y R.J. Harrison (eds.), *Handbook of marine mammals*, Vol. 3, *The Sirenians and Baleen whales.* Academic Press, Londres, pp. 67-90.

Yochem, P.K., y S. Leatherwood. 1985. Blue whale *Balaenoptera musculus* (Linnaeus, 1758), en S.H. Ridway y R.J. Harrison (eds.), *Handbook of marine mammals*, Vol. 3, *The Sirenians and Baleen whales.* Academic Press, Londres, pp. 193-240.

Zalles, J.I., y K.L. Bildstein. 2000. *Raptor watch: A global directory of raptor migration sites. BirdLife Conservation Series No. 9.* BirdLife International-Hawk Mountain Sanctuary, Kempton.

Zavala, H.V. 1996. Distribución de *Balaenoptera musculus* y *B. physalus* en función de algunos factores físicos, en la zona comprendida entre Bahía Magdalena y Punta Concepción, Baja California Sur, México. Tesis de licenciatura, ENEP-Iztacala, UNAM, México.

Zurita, J.C., A. César-Dachary y E. Suárez. 1992. Aspectos hisóricos de la pesquería de las tortugas marinas en las costas del Mar Caribe mexicano, en M. Benabib y L. Sarti (eds.), *Memorias del VI Encuentro Interuniversitario sobre Tortugas Marinas.* Publicaciones de la Sociedad Herpetológica Mexicana, México, pp. 75-81.

Zurita, J.C., R. Herrera y B. Prezas. 1993. Tortugas marinas del Caribe, en S.I. Salazar-Vallejo y N.E. González (eds.), *Biodiversidad marina y costera de México.* Conabio-CIQRO, México, pp. 735-751.

Zurita, J.C., R. Herrera, A. Arenas, M.E. Torres, C. Calderón *et al.* 2003. Nesting loggerhead and green sea turtles in Quintana Roo, Mexico, en J.A. Seminoff (ed.), *Proceedings of the Twenty-Second Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation.* National Marine Fisheries Service, NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-503, pp. 125-127.

12 Conservación de especies *ex situ*

autores responsables: Maite Lascuráin • Rurik List • Laura Barraza • Edmundo Díaz Pardo • Fernando Gual Sill • Mike Maunder • Jesús Dorantes • Víctor E. Luna
autores de recuadros: *12.1* a *12.3*, mismos autores responsables • *12.4*, Martín Mata Rosas • *12.5*, Antonio Campos Mendoza, Carlos Antonio Martínez Palacios, Lindsay G. Ross
revisores: John Fa • Andrew P. Vovides

Contenido

Lascuráin, M., *et al.* 2009. Conservación de especies *ex situ*, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio.* Conabio, México, pp. 517-544.

Recuadros

Apéndices

Resumen

En este capítulo se presenta información de los centros donde se desarrolla la conservación *ex situ* de especies en México, su importancia, tendencias y perspectivas. En cuanto a la flora, se consideran los jardines botánicos, los recursos genéticos forestales y los laboratorios de cultivo de tejidos. Para la fauna, los zoológicos, acuarios y criaderos. Por su biología particular, algunos organismos que se mantienen por su utilidad ecológica, requieren infraestructura y técnicas especializadas; es el caso de levaduras marinas, microalgas, cepas de hongos, dinoflagelados marinos y líquenes, entre otros. La Asociación Mexicana de Jardines Botánicos, A.C. registra 51 jardines botánicos, de los cuales 37 trabajan activamente. Solo 16 jardines botánicos registrados en 2003 albergan cerca de 37% de los taxa incluidos en la NOM-059-SEMARNAT-2001. En los jardines botánicos mexicanos se trabaja intensamente en la educación ambiental. En cuanto a la conservación de plantas, la labor se dirige sobre todo al cultivo y uso sustentable, y en menor proporción a la investigación. Suponiendo que las 980 especies de plantas mencionadas en la NOM-059-SEMARNAT-2001 necesitaran algún tipo de manejo *ex situ*, idealmente cada jardín botánico debería integrar en sus colecciones 20 de estas especies. La conservación *ex situ* de los recursos genéticos forestales se da básicamente mediante semilleros, plantaciones y bancos de semillas como insumos para los sectores forestal, agrícola y comercial. Existen diversas instituciones que cuentan con laboratorios de cultivo de tejidos vegetales. De los 89 zoológicos registrados ante la Dirección General de Vida Silvestre de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat), 27 forman parte de la Asociación de Zoológicos, Criaderos y Acuarios de la República Mexicana, A.C. (AZCARM). Por otra parte, la Semarnat registra cinco zoológicos con proyectos científicos de investigación con poblaciones. Los proyectos de conservación de especies silvestres de algunos miembros de la AZCARM tienen 37 proyectos que favorecen la conservación de por lo menos 50 especies silvestres. De las 935 especies de vertebrados en riesgo de extinción (excluyendo peces), los ungulados, grandes carnívoros y mamíferos marinos tienen grandes requerimientos de espacio, lo cual hace poco factible mantener poblaciones viables en cautiverio en México. La conservación *ex situ* de peces dulceacuícolas en riesgo se realiza en algunas universidades del país. Los centros de conservación *ex situ* tienen un importante valor educativo potencial y una responsabilidad, tanto para sensibilizar a la población visitante sobre la importancia de la naturaleza y el valor de la conservación, como para la formación de recursos humanos en los niveles medio y superior, sin embargo, con frecuencia estos han sido poco aprovechados. Ante la urgente necesidad de recuperar un alto número de especies, es preciso contar con un inventario nacional de ejemplares con los que se hagan verdaderos esfuerzos de conservación *ex situ*, que fortalezca las capacidades regionales, mejore la infraestructura, servicios, capacitación del personal, presupuesto y mantenimiento. Este inventario ayudará a identificar prioridades e impulsar programas integrales de uso sustentable e investigación científica mediante una coordinación interinstitucional para la conservación *in situ* y *ex situ*.

12.1 Introducción

La conservación tanto de la flora como de la fauna se desarrolla en dos formas básicas: dentro del hábitat natural o conservación *in situ* y fuera del mismo, es decir, conservación *ex situ*. La conservación *ex situ*, en cautiverio o en colecciones, es la aplicación de una amplia variedad de recursos, técnicas e infraestructuras especializadas que contribuyen a la recuperación y sobrevivencia de individuos o poblaciones fuera de su hábitat (recuadro 12.1). Un objetivo central de la conservación *ex situ* es reducir el riesgo de extinción de especies o poblaciones, en algunos casos con el propósito de restablecer poblaciones nuevas en el hábitat natural.

La conservación *ex situ* es valiosa para realizar estudios sobre distintos aspectos de la biología o conducta de las especies, el desarrollo de vacunas para prevenir enfermedades tanto en poblaciones silvestres como en individuos para reintroducirlos al medio silvestre (Wandeler *et al.* 1988; Williams *et al.* 1996; Davis y Elzer 2002) y el desarrollo de técnicas de fertilización o reproducción *in vitro*. Es importante resaltar el hecho de que mantener ejemplares de especies en cautiverio o en colecciones, aunque haya reproducción o investigación, no implica que sea parte de un programa de conservación *ex situ*. La reintroducción o liberación de ejemplares a la vida silvestre es el último paso de la conservación *ex situ*, por lo que esta forma de conservación contribuye al proceso de restauración ecológica, siempre y cuando exista el hábitat disponible y las presiones que originaron la reducción de las poblaciones de estas especies hayan desaparecido.

En algunos casos, cuando la totalidad de las poblaciones silvestres ha desaparecido o los individuos restantes

Recuadro 12.1 Métodos *ex situ* de conservación de plantas[1]

Criopreservación: semillas, polen o tejidos congelados en nitrógeno líquido, método tradicional para el almacenamiento a largo plazo de taxa agrícolas u hortícolas, usado cada vez más para especies silvestres.

Banco de semillas: semillas almacenadas en condiciones de baja humedad y temperatura; usado rutinariamente para semillas de cultivos ortodoxos y especies silvestres.

Almacenamiento de cultivos de tejidos: tejidos somáticos y semillas que se propagan *in vitro*, usados para la proliferación de plantas clonales y producción controlada de semillas.

Cultivo en instalaciones dedicadas a la conservación: plantas cultivadas en regímenes hortícolas específicos al taxón, con el objetivo de cultivar y propagar especies amenazadas.

Cultivo especializado en ambiente controlado: plantas cultivadas en ambientes artificiales, por ejemplo, especies tropicales dentro de invernaderos con calefacción en regiones templadas.

Cultivo en exhibiciones mixtas o colecciones de referencia: plantas cultivadas como parte de una colección de referencia en condiciones ambientales. La mayoría de los ejemplares se encuentra en jardines botánicos y arboreta, mantenidos dentro de colecciones más grandes, donde el enfoque es la representación taxonómica o exhibición hortícola.

Banco de genes de campo: extensiva plantación a cielo abierto para mantener la diversidad genética de una especie, usado con frecuencia en especies de importancia maderable.

Jardín comunal: cultivos de un grupo comunitario (pueblo o familia) como parte de su agricultura tradicional para producir vegetales útiles, por ejemplo, plantas medicinales.

Zoológicos: colecciones vivas de fauna silvestre abiertas al público, donde los ejemplares están confinados en un ambiente controlado y en los que se reproducen algunas especies para su conservación.

Acuarios: colecciones vivas de fauna marina o dulceacuícola, abiertas al público, donde los ejemplares están confinados en un ambiente controlado y en los que se reproducen algunas especies para su conservación.

Criaderos: centros de reproducción de una o pocas especies con el objetivo de incrementar su número para el comercio o reintroducción al medio silvestre.

Colecciones vivas de peces: colecciones de peces y otros animales acuáticos, no abiertas al público, que mantienen peces para investigación o reproducción en cautiverio.

Reproducción en cautiverio: consiste en trasladar individuos de una especie a condiciones confinadas y controladas para su reproducción, incrementando el tamaño poblacional de la especie.

Reproducción asistida: en la reproducción en cautiverio se puede incrementar el éxito reproductivo mediante la fecundación *in vitro*, la inseminación artificial o la implantación de embriones.

Bancos de genes: espermatozoides, óvulos y embriones se obtienen de individuos vivos o recientemente muertos, para almacenarlos congelados en nitrógeno líquido (criopreservación) para su uso posterior en reproducción asistida.

[1] Adaptado de Maunder *et al.* (2004).

fueron extraídos de su hábitat para evitar su total extinción, la conservación en cautiverio es una estrategia de último recurso, como en el caso del caballo de Przewalski (*Equus przewalskii*), especie que formaba parte de distintas colecciones zoológicas cuando desapareció del medio silvestre, lo que permitió crear un programa de recuperación y eventual reintroducción en Mongolia (fao 1986; iucn 2007); o el robin negro de las Islas Chatham (*Petroica traversi*), cuyos últimos individuos fueron sacados de su isla nativa como parte de un programa de recuperación que incluyó la reproducción en cautiverio, traslocación y reintroducción (Butler y Merton 1992; iucn 2007). En el caso de las plantas, la conservación *ex situ* también ha demostrado su importancia para evitar la extinción de especies, como en el caso de la cícada *Encephalartos woodii*, cuya población, derivada del único individuo recolectado, se encuentra en muchas colecciones del mundo (Norstog y Nocholls 1997).

El Convenio sobre la Diversidad Biológica identifica claramente que la biodiversidad está mejor conservada *in situ*, y como es lógico, esto significa que *ex situ* debe aplicarse como apoyo al imperativo de la conservación *in situ*. Cabe señalar que cuando las amenazas a las especies en su propio hábitat o al hábitat mismo son considerables, las posibilidades de que persistan a largo plazo son remotas, de ahí que sea importante evaluar la necesidad de iniciar un programa de conservación *ex situ*.

La determinación del número de especies en estado crítico y cuáles de ellas podrían ser susceptibles de un rescate *ex situ* requiere estudios de dinámica poblacional, área de distribución, hábitat disponible y su tasa de pérdida. En el capítulo 14 de este volumen se presenta una lista de las especies críticamente amenazadas en función de su distribución microendémica, estados de riesgo, reducción en el número de registros y tiempo sin nuevos registros. El análisis de estos indicadores podría orientar la toma de decisiones para considerar especies candidatas a un programa de conservación *ex situ.*

Algunas organizaciones internacionales, como la Unión Mundial para la Naturaleza (IUCN 2002), han sugerido algunas directrices técnicas sobre la gestión de poblaciones *ex situ* para su conservación, en las que se señala que las metas de esta gestión son:

1] Aumentar la conciencia pública y política, así como la comprensión de temas de conservación importantes y el significado de la extinción.
2] La gestión coordinada de la población genética y demográfica de los taxa amenazados.
3] La reintroducción y apoyo a poblaciones silvestres.
4] La gestión y restauración de hábitat.
5] El mantenimiento a largo plazo de bancos de genes y material biológico.
6] El fortalecimiento institucional y la capacitación profesional.
7] La distribución equitativa de los beneficios.
8] La investigación biológica y ecológica sobre cuestiones relevantes para la conservación *in situ*.
9] La procuración de fondos para apoyar todo lo anterior.

En general, los esfuerzos para la conservación *ex situ* se han desarrollado en dos vertientes independientes entre sí: la flora y la fauna. La primera incluye los jardines botánicos, los recursos genéticos forestales (semilleros, plantaciones y bancos de semillas) y recientemente los laboratorios de cultivo de tejidos. La segunda la han desarrollado sobre todo zoológicos, acuarios y criaderos, y en menor grado bancos de semen, óvulos y embriones. Por otro lado, existen grupos de organismos que, por su biología particular, requieren un tipo especial de infraestructura y técnicas para su conservación. Es el caso de levaduras marinas, microalgas, cepas de hongos, cianobacterias, dinoflagelados marinos, líquenes y briofitas, entre otros. Recientemente se han incrementado colecciones *ex situ* de ADN como herramientas para el análisis genético, que al igual que los ejemplares de un museo o de un herbario constituyen valiosos recursos para la investigación, sin fines de propagación o reproducción (véase recuadro 12.1 para una descripción de los métodos *ex situ* de conservación de plantas).

Cabe mencionar que la conservación *ex situ* tiene problemas intrínsecos, como la pérdida de variabilidad genética debida al efecto de fundador que invariablemente se asocia a las poblaciones en cautiverio, al igual que una reducida capacidad de adaptación al medio silvestre conforme las generaciones permanecen en cautiverio (McPhee y Silverman 2004; Kraaijeveld-Smit *et al.* 2006). Los híbridos que no se pueden utilizar en los programas de reproducción en cautiverio también son un problema en la conservación *ex situ*, ya que los individuos híbridos ocupan espacio en las instalaciones y no pueden ser eliminados de la población cautiva por presión del público, tampoco se pueden liberar y ninguna institución de prestigio los acepta (Raloff 1995). Además, el mantenimiento de las especies en cautiverio requiere instalaciones adecuadas y mantenimiento especializado; por lo que el conjunto de todo esto hace que la conservación *ex situ* sea un método costoso, pero en muchos casos indispensable.

En México, la localización geográfica de sitios con experiencias en el manejo *ex situ* es heterogénea y las instituciones asociadas son igualmente diversas, aunque es necesario enfatizar que el hecho de mantener e incluso reproducir especies en riesgo no implica conservación *ex situ de facto*, ya que esta solo se da cuando es parte de un programa integral organizado. De hecho, la Dirección General de Vida Silvestre de la Semarnat tiene registrados 1 622 criaderos intensivos, 418 viveros, 73 jardines botánicos y 89 zoológicos, como Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) intensivas, repartidas en todos los estados del país, pero no se indica cuáles tienen especies en riesgo o participan en programas de recuperación de especies (Semarnat 2008). Varias de ellas están ligadas a herbarios, universidades, centros de investigación científica, asociaciones civiles y gobiernos federal y estatales. También las hay privadas, particularmente zoológicos, acuarios o colecciones muy

Recuadro 12.2 Recomendaciones generales para el desarrollo del proceso *ex situ* de plantas[1]

Para desarrollar los protocolos de almacenamiento, germinación y propagación se debe utilizar material *ex situ* disponible. Para especies altamente amenazadas se sugiere comenzar con estudios piloto, usando congéneres relacionados pero menos amenazados.

En lo posible, mantener colecciones *ex situ* como semillas inactivas. Para el almacenamiento de semillas el tamaño de la muestra debe ser limitado, principalmente por los recursos disponibles y la capacidad técnica de almacenar semillas por un periodo largo.

Para el desarrollo de protocolos de reintroducción, comenzar con las colecciones más pequeñas y menos valiosas, con el objetivo de plantearse las preguntas de manejo para las reintroducciones experimentales.

Para incrementar la probabilidad de alcanzar poblaciones autosostenibles, recolectar muestras de la selección más grande encontrada de "fundadores" adecuados y hasta donde se considere prudente.

Para especies con 50 poblaciones o menos, recolectar del mayor número de poblaciones, tantas como lo permitan los recursos, pueden ser hasta 50. Para especies con más de 50 poblaciones, recolectar un número que sea práctico, también puede ser hasta 50, siempre tratando de realizar una cobertura ecológica y geográfica máxima. Para las poblaciones con 50 individuos o menos, recolectar todos los individuos conocidos, y para poblaciones con más de 50 individuos, recolectar hasta 50.

Se espera que cosechas frecuentes y menos intensas tengan un efecto más bajo en las poblaciones muestreadas que las cosechas más intensas y poco frecuentes. Siempre que sea posible, distribuir las recolectas a lo largo de uno o dos años, especialmente para poblaciones pequeñas.

Para poblaciones de especies con números extremadamente bajos, en particular aquellas que tienen 10 individuos reproductivos o menos y una historia de poco reclutamiento, o que se sabe que tienen un declive pronunciado, recolectar entre 20 y 100 por ciento de las semillas, de acuerdo con lo que considere adecuado.

Siempre que sea posible, mantener tamaños poblacionales efectivos grandes. Si una población se debe mantener *ex situ* por varias generaciones, se deben hacer migraciones periódicas de la población silvestre fuente, de aproximadamente cinco migrantes/generación e incrementar el tamaño de muestra cada generación.

Cuando se crea una población *ex situ* con base en fundadores silvestres o cuando se reintroduce una especie en la naturaleza usando existencias *ex situ*, es necesario igualar los tamaños de familia, y mantener líneas maternas separadas para permitir el equilibrio de los tamaños de familia en las generaciones futuras.

Minimizar las generaciones en cautiverio e investigar opciones criogénicas de almacenamiento. Si es necesario, mantener una colección viva, y hacerlo en condiciones que imiten regímenes naturales de selección.

La clave para evitar la depresión endogámica es mantener *ex situ* tamaños poblacionales efectivos grandes. Esto es especialmente importante en taxa que se cruzan sobre todo con poblaciones naturales.

Prevenir el cruzamiento entre plantas de diferentes especies y, en la mayoría de los casos, entre individuos de diferentes poblaciones, a reserva de que exista una razón de peso para hacerlo.

Seguir las mejores prácticas de manejo para reducir la probabilidad de diseminación de enfermedades y para documentar la colección. Dar seguimiento a cada individuo en programas de reproducción en cautiverio.

[1] Modificado de Guerrant *et al.* (2004).

especializadas, así como orquidarios. En la mayor parte de los casos, los centros de conservación *ex situ* se encuentran dentro o alrededor de las grandes ciudades. Los criaderos, en cambio, con frecuencia están lejos de ciudades y pueblos, ya que el objetivo es producir animales para repoblación o cacería, por lo que se busca reducir el contacto con la gente. Ejemplos de esto son el criadero de berrendos (*Antilocapra americana*) en la Reserva de la Biosfera del Vizcaíno y el de borrego cimarrón (*Ovis canadensis*) en el Área de Protección de Flora y Fauna de Maderas del Carmen.

La importancia de la conservación *ex situ* es trascendente. Por ejemplo, en México existen casos en que esta actúa manteniendo la totalidad de la población de algunas especies, como sucedió con la paloma de Socorro (*Zenaida graysoni*), la cual fue eliminada de su medio silvestre en el Archipiélago de Revillagigedo, pero se mantienen alrededor de 100 individuos en zoológicos de Alemania, Estados Unidos e Inglaterra (Ceballos y Eccardi 2003; WAZA 2007). Mediante otros proyectos se ha logrado reintroducir al medio silvestre especies extirpadas, como el cóndor de California (*Gymnogyps califor-*

nianus) en la Sierra de San Pedro Mártir, Baja California, y el hurón de patas negras (*Mustela nigripes*) —en colonias de perros llaneros— en Janos, Chihuahua (Lockhart *et al.* 2003).

En el caso de plantas severamente amenazadas o extintas, hay ejemplos en los que mediante la propagación y mantenimiento en cultivo *ex situ* se protegen especies como el eloxóchitl (*Magnolia dealbata*) que se consideraba extinta hasta que en 1960 se localizó una población en el estado de Hidalgo, y posteriormente en 1977 se encontró otra en Veracruz (Carvajal 1993; Mata-Rosas *et al.* 2006); o como el caso de *Bletia urbana*, en peligro de extinción, con pocos individuos y poblaciones escasas, cultivada *in vitro* y reintroducida a su hábitat en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (Rubluo *et al.* 1993), mientras que la "planta de chocolate" (*Cosmos atrosanguineus*) solo se encuentra en colecciones *in vitro* y en invernaderos (Ortega *et al.* 1997).

12.2 Conservación *ex situ* de especies vegetales

Este apartado se conforma por una parte introductoria que describe de manera general las acciones de conservación que actualmente se realizan en los jardines botánicos del país, todos ellos miembros de la Asociación Mexicana de Jardines Botánicos, A.C. Asimismo se hace una descripción del número de especies de plantas, las principales familias y las colecciones nacionales que albergan los jardines botánicos. En la última parte se sugieren algunas recomendaciones que consideramos merecen ser atendidas. Finalmente, se señalan aspectos generales de los recursos genéticos forestales y laboratorios de cultivo de tejidos vegetales (recuadro 12.2).

12.2.1 Jardines botánicos

Un jardín botánico se define como "una institución que mantiene colecciones documentadas de plantas vivas con el propósito de realizar investigación científica, conservación, exhibición y educación". Algunas de las características y funciones propias de un jardín botánico son: "que las plantas estén adecuadamente etiquetadas, que el jardín mantenga comunicación con otros jardines botánicos, organizaciones y público en general, que esté abierto al público y asuma la responsabilidad y compromiso a largo plazo para el mantenimiento de las colecciones de plantas" (Wyse Jackson y Sutherland 2000).

Desde 1983 la Asociación Mexicana de Jardines Botánicos, A.C. (AMJB) agrupó a los jardines botánicos del país con la finalidad de formar profesionales y crear vínculos de colaboración e intercambio de experiencias académicas y técnicas. Asimismo, promueve programas de conservación, educación y uso de las plantas mexicanas. De acuerdo con la AMJB, los jardines botánicos del país se concentran en tres actividades principales:

Investigación: se realiza con diferentes orientaciones y en contextos institucionales distintos. Entre las líneas principales están: etnobotánica, sistemática, educación ambiental, ecología, horticultura, florística y propagación *in vitro* y con métodos tradicionales. Tal es el caso del Jardín Botánico del Instituto de Biología de la UNAM, reconocido por sus aportaciones a la sistemática, etnobotánica y cultivo de tejidos vegetales.

Conservación: las especies de plantas que conforman un jardín botánico y sus propósitos obedecen a criterios de diversa índole (infraestructura física y administrativa, presupuesto y situación geográfica, entre otros), e incluso a valores y vocaciones institucionales. Es frecuente que las funciones de conservación estén ligadas a proyectos de investigación y a una amplia gama de propósitos educativos y de recursos *in situ* o externos de exhibición. También existen ejemplos destacados de proyectos de conservación *in situ* que realizan acciones de desarrollo sustentable en comunidades locales, recuperación de especies en peligro, reintroducción de plantas, como la recuperación y difusión de variedades de maíces criollos en el Jardín Etnobotánico de Oaxaca (Salcedo y De Ávila 2006) y el Jardín Botánico Francisco Javier Clavijero, en Xalapa, Veracruz, que impulsa viveros campesinos sustentables de cícadas (Vovides *et al.* 2002), entre otros ejemplos.

Educación e interpretación ambientales. La mayoría de las colecciones depositadas en los jardines botánicos tienen fines de exhibición y educación ambiental. La educación ambiental y la difusión son acciones que se desarrollan en buena parte de los jardines botánicos del país y cuentan con departamentos o áreas de educación (Gómez y Lascuráin 2006). Algunos de ellos tienen un alto nivel de reconocimiento regional, nacional e internacional, como los casos del Jardín Botánico del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México; el Jardín Botánico El Charco del Ingenio, San Miguel de Allende, Guanajuato; el Jardín

Botánico Regional de Cadereyta Manuel González de Cosío, del Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Querétaro, entre otros igualmente apreciables.

Jardines botánicos en el país

La Estrategia de Conservación para los Jardines Botánicos Mexicanos 2000 de la AMJB (Rodríguez-Acosta 2000) tiene registrados 51 jardines botánicos oficiales, que efectúan programas de investigación, educación, conservación y que mantienen colecciones documentadas. En realidad son alrededor de 37 los jardines botánicos activos que la AMJB registró durante el periodo 2000-2006 (apéndice 12.1, en el CD 3).

La Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca consideraba que "los viveros, como los jardines botánicos, son unidades para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de la vida silvestre, que mantienen ejemplares de especies y subespecies de flora nacional y exótica, destinadas a su reproducción artificial bajo condiciones controladas como Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre". En 1999 registraba 48 jardines botánicos en el país.

Las especies de plantas de los jardines botánicos

Coombes *et al.* (2003) compilaron una lista de las especies de plantas registradas en 16 jardines botánicos en México. Los resultados señalan que estos cuentan con 198 familias y 3 275 especies, lo que representa más de 10% del total de las especies registradas de México, aunque no todas las especies incluidas en estos jardines son nativas. Estos autores registran 21 familias con más de 20 especies cada una, las cuales suman en total 2 426, siendo las cactáceas, orquidáceas y agaváceas las más destacadas en cuanto a su número (cuadro 12.1).

Cuadro 12.1 Familias y número de especies en los jardines botánicos

Familia (con más de 20 especies)	Número de especies[1]
Cactaceae	757
Orchidaceae	370
Agavaceae	225
Arecaceae	145
Fabaceae	127
Crassulaceae	115
Asteraceae	91
Euphorbiaceae	74
Zamiaceae	63
Araceae	62
Poaceae	55
Bromeliaceae	53
Solanaceae	46
Fagaceae	38
Nolinaceae	34
Moraceae	33
Rubiaceae	32
Commelinaceae	28
Apocynaceae	26
Rutaceae	26
Verbenaceae	26
Total	**2 426**

[1] De acuerdo con Coombes *et al.* (2003).

De un total de 1 588 especies amenazadas en México, según la Unión Mundial para la Naturaleza (Walter y Gillet 1998), 417 de ellas, gran parte nativas del país, se encuentran en jardines. "La mayoría corresponden a las categorías de raras y vulnerables y en menor grado a especies en peligro o indeterminadas" (Coombes *et al.* 2003) (cuadro 12.2).

Gracias a este estudio se puede determinar que los 16 jardines botánicos registrados en 2003 albergan aproximadamente 363 especies de los 980 taxa incluidos en la NOM-059-SEMARNAT-2001 (Semarnat 2002) (cuadro 12.3). Suponiendo que las 980 especies mencionadas necesitaran algún tipo de manejo *ex situ*, idealmente cada jardín botánico debería integrar en sus colecciones, en promedio, 20 de estas especies.

Lo anterior significa que en los jardines botánicos se tiene aproximadamente 37% de especies dentro de la NOM-059-SEMARNAT-2001 (Semarnat 2002) y donde las familias Cactaceae, Orchidaceae, Palmae, Zamiaceae, Magnoliaceae, Nolinaceae, Agavaceae y Crassulaceae están representadas en una buena proporción en estos jardines. En cambio, Pinaceae, Bromeliaceae, Rubiaceae, Fabaceae y Cyatheaceae requieren mayores esfuerzos de conservación *ex situ* en los jardines botánicos, de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2001 (Semarnat 2002).

La AMJB, por medio de su Plan de Acción (que está en revisión), se compromete a tener 40% de las especies y 5% más en programas de recuperación y restauración, tomando como referencia la NOM-059-SEMARNAT-2001.

Cuadro 12.2 Especies amenazadas en México y especies presentes en los jardines botánicos mexicanos

Categoría	Especies amenazadas en México[1]	Especies en jardines botánicos[2, 3]
Vulnerables	443	143
Raras	801	185
Indeterminadas	110	36
En peligro	234	53
Total	**1 588**	**417**

[1] Según Walter y Garriet (1998).
[2] Coombes *et al.* (2003).
[3] Aproximadamente 90% son nativas de México.

Cuadro 12.3 Especies incluidas en la NOM-059-SEMARNAT-2001, documentadas en el año 2003 en 16 jardines botánicos

Familia	Especies en la NOM-059-SEMARNAT-2001	Especies en jardines botánicos
Aceraceae	2	2
Agavaceae	39	29
Anacardiaceae	2	1
Bromeliaceae	21	3
Cactaceae	285	188
Chrysobalanaceae	1	1
Combretaceae	2	1
Cornaceae	1	1
Crassulaceae	18	9
Cupressaceae	6	2
Cyatheaceae	13	1
Fabaceae	16	1
Fouquieriaceae	5	2
Lauraceae	1	1
Magnoliaceae	5	4
Marattiaceae	2	1
Nolinaceae	16	11
Nymphaeaceae	5	2
Orchidaceae	181	26
Palmae	64	34
Pinaceae	36	4
Polypodiaceae	6	1
Rhizophoraceae	1	1
Rubiaceae	20	1
Sapotaceae	2	1
Sterculiaceae	1	1
Verbenaceae	1	1
Zamiaceae	43	32
Zygophyllaceae	2	1
Total	**797**	**363**

Fuentes: Semarnat (2002); Coombes *et al.* (2003).

Estos proyectos contribuirán al objetivo mundial que marca la Estrategia Global para la Conservación Vegetal (2003) de mantener 60% de las especies en peligro de extinción en cultivo *ex situ.* Además, entre otros aspectos, la AMJB está trabajando intensamente en la definición de criterios curatoriales y de mantenimiento del material que cada jardín botánico debe vigilar.

Las colecciones nacionales en los jardines botánicos

Estas colecciones son grupos de plantas vivas establecidas con criterios utilitarios, taxonómicos, geográficos u otros, debidamente documentadas y mantenidas, que contienen el máximo de especies mexicanas del grupo en cuestión. La AMJB señala que las colecciones nacionales constituyen recursos para la investigación científica, la educación y la difusión.

Estas colecciones se crearon "con los objetivos de optimizar los recursos económicos y apoyar eficientemente la política de conservación del país, al mismo tiempo que se abaten los costos de mantenimiento de las colecciones, ya que las plantas están adaptadas a las condiciones climáticas de la región" (Asociación Mexicana de Jardines Botánicos 1994). La AMJB ha señalado que "las instituciones que propongan o alberguen colecciones nacionales deben asegurar la mayor diversidad del grupo, ser las más importantes en su género, concienciar a las autoridades de su importancia para posible consecución de fondos y asegurar su permanencia por tiempo indefinido".

Hasta 2005 la AMJB reconoce cinco colecciones nacionales: la de Agaváceas y de Crasuláceas, con el total de las especies de México, pertenecientes al Jardín Botánico del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México en la Ciudad de México; la de Plantas Medicinales del Jardín Etnobotánico del Instituto Nacional de Antropología e Historia, en Morelos; la de bambúes nativos de México y cícadas del Jardín Botánico Francisco Javier Clavijero, Instituto de Ecología, A.C., en Veracruz; las dos colecciones restantes son de índole regional: la de palmas del Jardín Botánico Xíitbal Neek' del Centro de Investigación Científica de Yucatán, en Yucatán, y la de Plantas Acuáticas del Jardín Botánico de la Fundación Xochitla, A.C., en el Estado de México.

Consideraciones y recomendaciones

Los jardines botánicos de México tienen una valiosa experiencia acumulada a partir de su desarrollo en los años cincuenta, principalmente en las regiones centro y sur del país. Sin embargo, todavía se subutilizan como recursos para la conservación *ex situ* y necesitan mayor apoyo, pues pueden cumplir una función cada vez más importante en la generación de fondos y en el apoyo político para la conservación *in situ* (Maunder *et al.* 2004). Esto es fundamental porque los jardines botánicos están dentro de las acciones de la Estrategia Global para la Conservación Vegetal (2003), derivada del Convenio sobre la Diversidad Biológica. El elemento más innovador de la Estrategia es la inclusión de 16 metas cuantificables que se pretenden cumplir antes de 2010 (recuadro 12.3). Este sistema de metas proporciona un marco para las acciones de conservación de plantas, el uso sostenible, el acceso y reparto equitativo de beneficios y la capacitación en los ámbitos global, regional, nacional y local. Actualmente la AMJB está haciendo una valoración del efecto y cumplimiento de estos objetivos.

Hasta ahora las tendencias indican que en los jardines botánicos mexicanos se trabaja de manera notable en la educación ambiental. La conservación de plantas se desarrolla principalmente en relación con el cultivo y uso sustentables, y en menor proporción se dedican a la investigación. Es conveniente revisar si estos trabajos coinciden con la Estrategia de Conservación para los Jardines Botánicos Mexicanos 2000 de la AMJB (Rodríguez-Acosta 2000), el Plan de Acción de la AMJB, la Estrategia Mexicana para la Conservación Vegetal (CONABIO, Conanp y Semarnat 2008) y otros acuerdos internacionales como la North American Botanic Garden Strategy for Plant Conservation (2006) celebrado entre Canadá, Estados Unidos y México, la Estrategia Global para la Conservación Vegetal (2003) y la International Agenda for Botanic Gardens in Conservation (Wyse Jackson y Sutherland 2000).

Cabe señalar que las exhibiciones de individuos de especies en riesgo de extinción no constituyen recursos para la conservación *ex situ* si no están vinculadas a estudios interdisciplinarios y a la gestión de acciones para su protección y conservación. Los programas de conservación *ex situ* de los jardines botánicos del país deben contemplar una perspectiva regional y realizar un análisis de la representatividad genética, situación fitosanitaria y prácticas hortícolas de al menos las colecciones o individuos que pueden incorporarse a un programa científico de recuperación de especies (estudios genéticos y ecológicos, y si es el caso, el manejo y conocimiento tradicional de la especie) (Lascuráin *et al.* 2006; Vovides 2006) con fines de reintroducción y restauración. De ahí que la investigación científica deba ser uno de los trabajos centrales en los jardines botánicos, considerando las

RECUADRO 12.3 METAS DE LA ESTRATEGIA GLOBAL PARA LA CONSERVACIÓN VEGETAL 2003

a] Comprender y fundamentar la diversidad de especies vegetales:

1] Elaborar un inventario provisional ampliamente accesible de las especies vegetales conocidas, como paso hacia la realización de una lista completa de la flora mundial.

2] Realización de una evaluación preliminar de la situación de conservación de todas las especies vegetales conocidas en los ámbitos internacional, regional y nacional.

3] Elaboración de modelos con protocolos de conservación y uso sustentable de las especies vegetales con base en la investigación y en la experiencia prácticas.

b] Conservar la diversidad vegetal:

4] Conservar con eficacia al menos 10% de las regiones ecológicas del mundo.

5] Asegurar la protección de 50% de las zonas más importantes del mundo en diversidad vegetal.

6] Lograr que por lo menos 30% de los terrenos de producción se administren en consonancia con los principios de la conservación de la diversidad vegetal.

7] Conservar *in situ* 60% de las especies amenazadas del mundo.

8] Lograr que 60% de las especies vegetales amenazadas y que se encuentran en colecciones puedan estar disponibles *ex situ*, de preferencia en el país de origen, y que 10% de ellas sean objeto de programas de recuperación y regeneración.

9] Conservar 70% de la diversidad genética de cultivos y otras especies vegetales importantes y socioeconómicamente valiosas, así como de los conocimientos locales e indígenas conexos.

10] Establecer planes de gestión para al menos 1 000 de las principales especies exóticas que amenazan a las especies vegetales, las comunidades vegetales y los ecosistemas relacionados.

c] Utilizar la diversidad de especies vegetales de modo sostenible:

11] No utilizar ninguna especie de la flora silvestre en peligro de extinción para el comercio internacional.

12] Al menos 30% de los productos derivados de especies vegetales deben ser obtenidos de fuentes gestionadas de forma sostenible.

13] Detener la reducción de los recursos de especies vegetales, y de las correspondientes innovaciones y prácticas de las comunidades indígenas y locales, que prestan apoyo a medios de vida sostenibles, seguridad alimentaria y sanidad local.

d] Promover la educación y toma de conciencia sobre la diversidad de las especies vegetales:

14] Incorporar en los programas docentes y de concienciación del público la importancia de la diversidad de las especies vegetales y la necesidad de su conservación.

e] Crear la capacidad para la conservación de la diversidad de las especies vegetales:

15] Aumentar el número de profesionales que trabajan en instalaciones especializadas en la conservación de especies vegetales, según las necesidades nacionales, para lograr los fines de esta Estrategia.

16] Establecer o fortalecer las redes para actividades de conservación de especies vegetales en los ámbitos internacional, regional y nacional.

especies prioritarias para la región que estén incluidas en la NOM-059-SEMARNAT-2001 (Semarnat 2002) u otras herramientas nacionales e internacionales, de preferencia ligadas a algún uso económico, social y cultural. Esto contribuirá a generar una garantía real de su recuperación. Con una visión contemporánea, las colecciones nacionales y otros modelos de conservación de plantas vivas pueden ser un medio eficiente para la protección integral de plantas del país. Además, es importante considerar la oportunidad educativa para promover la conservación de especies y su hábitat en México, actividad que la mayoría de los jardines botánicos lleva a cabo.

12.2.2 Recursos genéticos forestales y bancos de germoplasma

La conservación *ex situ* de los recursos genéticos forestales básicamente se hace con semilleros, plantaciones y bancos de semillas (cuadro 12.4). En general, constituyen insumos para los sectores forestal, agrícola y comercial

Cuadro 12.4 Instituciones que manifestaron llevar a cabo acciones de conservación *ex situ* relacionadas con recursos genéticos forestales

Institución	Acción
Comisión Nacional Forestal	30 bancos de semillas distribuidos en todo el territorio nacional. Plantaciones de diversas especies en todo el país. Establecimiento de plantaciones denominadas "Nuevos Bosques"
Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP)	Diversas plantaciones en sus campos experimentales. Se incluyen arboreta, ensayos de especies y procedencias. Diversas colecciones como maíz y otros
Centro de Genética Forestal, A.C.	Establecimiento de 12 ensayos de procedencia, principalmente con especies de coníferas, pero no hubo seguimiento
Central America and Mexico Coniferous Forest Resources Cooperative (Camcore)	Trabajos de conservación con ocho especies mexicanas de coníferas, con ensayos en Sudáfrica y Sudamérica
Instituto de Genética Forestal, Universidad Veracruzana	15 huertos semilleros y ensayos de procedencia/progenie en el estado de Veracruz, sobre todo con especies de coníferas y algunas latifoliadas
Universidad Autónoma Chapingo	Un arboretum en su campus con más de 23 especies de pinos mexicanos. Un Banco Nacional de Germoplasma y plantaciones en sus centros regionales de 50 razas de maíz. 18 345 colectas vegetales de material diverso
Colegio de Postgraduados	Cinco huertos semilleros y tres ensayos de procedencia/progenie con coníferas
Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro	Establecimiento de huertos semilleros y ensayos de procedencia/progenie, sin precisar el número
Universidad de Guadalajara	Un huerto semillero
Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo	Trabajos de conservación *ex situ* con especies de coníferas, sin precisar detalles
Universidad de Tlaxcala	Conservación *ex situ* con diversas especies, sin precisar cuáles

relacionados con el fitomejoramiento; así, son recursos utilizados en el corto plazo.

Recientemente se han desarrollado nuevas iniciativas, como en el caso del Banco de Semillas UNAM-Iztacala, vinculado a programas *in situ* de la Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán. Otro proyecto destacado es el Banco Nacional de Germoplasma Vegetal de la Universidad Autónoma Chapingo, en el cual se depositaron semillas de importancia comestible y medicinal de un total de 128 familias, 238 géneros y 352 especies, incluyendo 754 variantes infraespecíficas (Universidad Autónoma Chapingo 2006).

En México está la sede del Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo (CIMMYT), que pertenece al Grupo Consultivo para la Investigación Agrícola Internacional, el cual desarrolla investigación científica, capacitación y custodia relacionada con bancos de germoplasma de maíz y trigo. Por medio de su Centro de Recursos Filogenéticos Wellhausen-Anderson, el CIMMYT cuenta con una capacitad de almacenaje de 450 000 muestras de semilla, tiene aproximadamente 17 000 muestras de maíz y teocinte, 130 000 de Triticeae, así como colecciones de cebada, centeno y parientes primitivos silvestres de trigo. Este centro también mantiene una colección viva de especies de *Tripsacum* (Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo 2008).

A continuación se destacan algunas de las actividades de conservación *ex situ* surgidas del sector gubernamental:

El Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP) ha establecido plantaciones, ensayos de procedencia y huertos semilleros. También se han sumado a estos esfuerzos otras instituciones como la Universidad Autónoma Chapingo, el Centro de Genética Forestal, A.C., el Colegio de Postgraduados, el Instituto de Genética Forestal de la Universidad Veracruzana, la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro y la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

En 1997 la Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca creó programas para la recolecta y

conservación de semillas y establecimiento de plantaciones, incorporando principios de conservación *in situ* y *ex situ*, especialmente en el Pronare (Programa Nacional de Reforestación), pero estos programas no tuvieron continuidad en el siguiente sexenio y fueron modificados de acuerdo con los planes y programas de la nueva administración.

En el año 2001 la Conafor (Comisión Nacional Forestal) también estructuró un programa con el fin de manejar los recursos genéticos forestales adecuadamente. La Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable establece los mecanismos para la recolecta, intercambio y conservación de los recursos naturales. En 2004, en una consulta con el sector forestal nacional, se estructuró el Programa Nacional para el Manejo de los Recursos Genéticos Forestales (PNMRGF), donde expertos en conservación y manejo de recursos genéticos dieron forma y contenido al documento, que en su capítulo IV hace referencia amplia a la conservación tanto *in situ* como *ex situ*.

Por otra parte, en 2005 la Sagarpa (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación) documentó los proyectos que se habían realizado en todo el país, así como los que se encontraban sin concluir, en especial los dedicados a recursos fitogenéticos de importancia agrícola. La Somefi (Sociedad Mexicana de Fitogenética, A.C.) es la responsable de sistematizar la información en el ámbito nacional. Carnevali Fernández-Concha *et al.* (2004) mencionan la colección de germoplasma de *Agave* spp. y *Cocos nucifer*a, ambos del Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C. en la ciudad de Mérida.

12.2.3 Laboratorios de cultivo de tejidos vegetales

En nuestro país, estos laboratorios almacenan tejido reproductivo y somático, los cuales contribuyen en menor o mayor medida a la conservación *ex situ*, debido a que representan recursos de gran relevancia y disponibles para la conservación, la investigación y la formación de recursos humanos. Algunas instituciones de investigación y universidades cuentan con este tipo de laboratorios, por ejemplo, el Centro de Investigación Científica de Yucatán, en Mérida; la Universidad Autónoma de Morelos; el Centro de Investigación en Biotecnología, en Cuernavaca, Morelos; el Instituto Nacional de Investigaciones sobre los Recursos Naturales de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, en Morelia; el Instituto de Ecología, A.C., en Xalapa, Veracruz (recuadro 12.4); la Universidad Autónoma de Aguascalientes, el Centro de Ciencias Básicas en Aguascalientes; el Jardín Botánico del Instituto de Biología y el Instituto de Química, pertenecientes a la Universidad Nacional Autónoma de México, en la Ciudad de México, entre otros.

12.3 Conservación *ex situ* de especies animales

México ocupa el primer lugar en el mundo en número de especies de reptiles (804), el tercero en mamíferos (535), el cuarto en anfibios (361) y el undécimo en aves (1 096), por lo que el número de especies de vertebrados en riesgo también es muy alto: 230 mamíferos, 329 aves, 96 reptiles y 212 anfibios (Ceballos *et al.* 2000; Flores-Villela y Canseco-Márquez 2004; Ceballos y Oliva 2005; Santos Barrera y García Aguayo 2006; véase el capítulo 11 del volumen I); de ellas, por lo menos cuatro todavía existen gracias a que antes de desaparecer del medio silvestre se formaron grupos reproductivos en cautiverio: la paloma de Socorro desapareció de la Isla Socorro y actualmente solo se le encuentra en aviarios de Estados Unidos y Europa, aunque hay planes para reintroducirla a su hábitat original (Ceballos y Eccardi 2003); en el año 2001 comenzó un programa de reintroducción del hurón de patas negras (*Mustela nigripes*) en Janos, Chihuahua, con individuos provenientes de distintos grupos reproductivos en cautiverio en Estados Unidos y Canadá (Lockhart *et al.* 2003); el cóndor de California (*Gymnogyps californianus*) fue reintroducido en México en 2002, en la Sierra de San Pedro Mártir en Baja California, con individuos criados en Estados Unidos; y el lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) se reintrodujo en 1998 en Arizona, con animales reproducidos en instalaciones *ex situ* de México y Estados Unidos (List 2005). La formación de poblaciones reproductivas *ex situ* de especies en inminente peligro de desaparecer (véase listado de especies en los apéndices del capítulo 14), como la rata canguro de San Quintín (*Dipodomys gravipes*), la liebre tropical (*Lepus flavigularis*) o el gorrión serrano (*Xenospiza baileyi*), manejadas adecuadamente, podrían asegurar su persistencia mientras se realizan acciones que recuperen el hábitat o detengan las causas de su desaparición.

A continuación se presenta una introducción a las colecciones de fauna como centros de conservación *ex situ*. Se describe la participación de las colecciones vivas pertenecientes a la Asociación de Zoológicos, Criaderos y Acuarios de la República Mexicana (AZCARM) en pro-

Recuadro 12.4 Cultivo de tejidos vegetales

Martín Mata Rosas

De manera general, el cultivo de tejidos vegetales (CTV) es un término que se usa para describir diferentes técnicas de cultivo de células, tejidos u órganos en un medio nutritivo en condiciones asépticas y con la capacidad de regenerar individuos completos, los cuales se pueden desarrollar hasta la madurez. Las diferentes técnicas de CTV se han empleado para el estudio y propagación de una gran variedad de especies y en las últimas dos décadas el CTV ha demostrado su gran utilidad para propagar especies en peligro de extinción, ya que ofrece la posibilidad de producir plantas a tasas más altas que las que se obtienen mediante procedimientos tradicionales de cultivo. Por tanto es necesario desarrollar metodologías que provean una propagación eficiente de estas especies, las cuales pueden ser la base para su conservación y uso sustentable. A pesar de que se han establecido las bases generales del cultivo de tejidos, es necesario para cada especie y genotipo determinar los requerimientos específicos para su propagación *in vitro*, lo cual se logra mediante la experimentación. Así, en el laboratorio de CTV del Instituto de Ecología, A.C., se están empleando las técnicas de cultivo de tejidos para la propagación de especies en alguna categoría de conservación y trabajando preferentemente con especies endémicas y en peligro de extinción. Entre las especies en que se ha logrado establecer protocolos eficientes de propagación se pueden citar diferentes árboles como *Magnolia dealbata* (Fig. 1a), *Cornus florida* y *Dyospiros riojae*, los cuales se han regenerado por medio de organogénesis directa y embriogénesis somática; se ha conseguido micropropagar diversas especies de orquídeas, entre ellas *Lycaste skinneri*, *Oncidium tigrinum*, *Mormodes tuxtelensis*, *Laelia anceps*, *Cuitlauzina pendula*, *Stanhopea tigrina*, en las que se han establecido protocolos de micropropagación a partir de protocormos. Además, con el laboratorio de CTV del Jardín Botánico del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México se trabaja desde hace más de 10 años en la propagación de diversas especies de la familia Cactaceae, donde se establecieron protocolos de regeneración mediante organogénesis directa e indirecta, así como embriogénesis somática; solo por mencionar algunas especies: *Turbinicarpus laui*, *T. pseudopectinatus*, *Mammillaria pectinifera* (Fig. 1b), *Ariocarpus kotchoubeyanus*, *Pelecyphora aselliformis*, *P. strobiliformis*, *Leuchtenbergia principis*, *Astrophytum ornatum*.

En todos los casos, tanto los brotes como los embriones somáticos se han desarrollado hasta formar plantas completas, que se han establecido con éxito en condiciones *ex vitro* (invernaderos y viveros).

Con el CTV es posible, junto con las acciones tomadas *in situ*, contribuir significativamente a la conservación de especies en peligro de extinción, ya sea mediante la propagación masiva de individuos de interés comercial, que satisfagan la demanda del mercado, con lo que se podría reducir la presión de colecta de individuos en las poblaciones naturales; por otro lado, combinado con estudios genéticos y ecológicos puede ser la base para reintroducir individuos a sus hábitats originales.



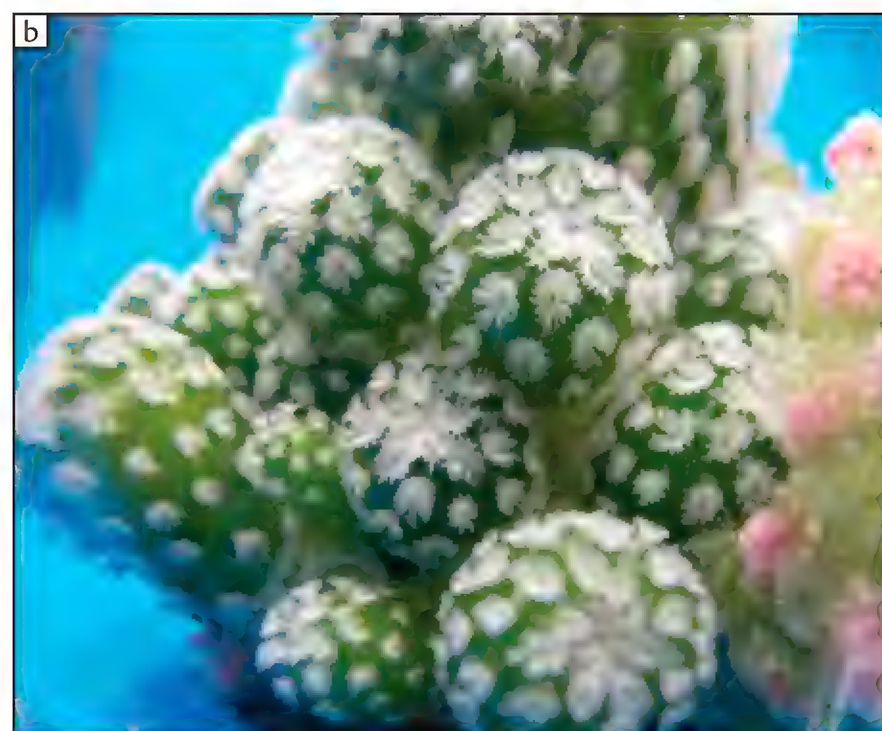


Figura 1 ***(a)*** Embriogénesis somática en *Magnolia dealbata*. ***(b)*** Brotación múltiple en *Mammillaria pectinifera*.

gramas de recuperación de especies prioritarias, así como la de otros proyectos de conservación, mejora de las instalaciones y adopción de sistemas de registro de ejemplares como un aspecto importante para una participación efectiva en la conservación *ex situ*. Finalmente, se describe la función de las colecciones de peces en la conservación *ex situ* de peces dulceacuícolas.

12.3.1 Zoológicos, criaderos y acuarios

El concepto moderno de zoológico surge en 1959, en la Isla de Jersey, Reino Unido, donde Gerald Durrell creó un zoológico en el que además de exhibir animales silvestres y educar a los visitantes, consideraba el problema creciente de preservar la vida silvestre de todo el mundo (Durrell y Durrell 1996). Así comenzó la evolución del concepto de zoológico y de las funciones que debería cumplir. Actualmente se cree que para justificar su existencia, un zoológico (aunque esto se aplica a todas las colecciones vivas abiertas al público) debe contribuir de forma directa e indirecta a conservar la diversidad biológica, mediante la educación de los visitantes, actividades de comunicación y difusión, apoyo a la investigación, capacitación, reproducción de especies y fomento de una ética en la relación entre los seres humanos y la naturaleza, lo que lleva a una conservación integrada en las colecciones vivas (Cuarón 2004, 2005; Hutchins y Wiese 1995). Los zoológicos están comenzando a participar en el seguimiento del comercio de especies silvestres, al integrar registros de los animales que llegan a los zoológicos como decomisos por parte de las autoridades o como donaciones de particulares, lo cual también influye en la conservación de estas especies (Woodroffe 1981; Tudge 1992; Cuarón 2005).

La tendencia de los zoológicos en todo el mundo, incluyendo muchos de los de México, es aplicar, en la medida de sus posibilidades, la Estrategia Mundial de Conservación en Zoológicos y Acuarios (EMCZA) publicada a principios del año 2005 por la Organización Mundial de Zoológicos y Acuarios (WAZA 2005). La EMCZA integra el papel de los zoológicos y acuarios del mundo en la conservación global. Esta Estrategia fue sumamente importante para difundir los objetivos primordiales de los zoológicos y para establecer las bases de entendimiento y dirección unificada de estas instituciones. De acuerdo con la Estrategia, las instituciones zoológicas deben evolucionar para constituir centros de conservación donde se concientice a los visitantes acerca de las relaciones sostenibles entre los seres humanos y la naturaleza, inculcar el valor de los ecosistemas y la necesidad de conservar la biodiversidad, practicar la ética conservacionista y colaborar con otras instituciones de conservación. De esta forma, los zoológicos, acuarios y jardines botánicos tienen la oportunidad de establecerse como modelos de conservación integrada. Esto requiere que quienes trabajan con las colecciones vivas integren a sus tareas actividades de conservación. Los elementos fundamentales en que se deben basar son los valores de sustentabilidad y conservación, además de la responsabilidad social y ambiental; las principales actividades deben dirigirse a la conservación de las especies amenazadas y el mantenimiento de un ecosistema sano.

Lamentablemente, muchas de las colecciones vivas de fauna abiertas al público en México, no asumen su responsabilidad en la conservación de la biodiversidad ni sus visitantes se llevan un mensaje positivo acerca de la importancia de la naturaleza. Por ejemplo, solamente 5% de los zoológicos tienen programas de evaluación continua de sus actividades educativas dirigidas al visitante, y la mayoría carece de registros del linaje de los individuos que les permita participar en programas de reproducción oficiales.

La Asociación de Zoológicos, Criaderos y Acuarios de la República Mexicana (AZCARM)

De los 88 zoológicos registrados ante la Dirección General de Vida Silvestre de la Semarnat, 27 forman parte de la AZCARM, organización creada con la finalidad de trabajar en colaboración para el desarrollo de los distintos zoológicos, criaderos y acuarios de nuestro país mediante programas de conservación, investigación científica y educación ambiental. Su misión es promover el desarrollo integral de estos sitios fortaleciendo lazos de cooperación nacionales e internacionales, ofreciendo a sus asociados representación, asesoría, capacitación y gestión de recursos que apoyen el cumplimiento de sus objetivos y el aprovechamiento sustentable y conservación de flora y fauna silvestres con una visión de compromiso social y ético.

Al estar conformada por zoológicos y acuarios de diversas regiones de México, la AZCARM coadyuva en la conservación de la vida silvestre, terrestre y acuática, tanto *in situ* como *ex situ*. Esto lo lleva a cabo con desarrollo, promoción, coordinación y apoyo de estrategias de trabajo, estudio, investigación, capacitación, manejo, reproducción, educación ambiental e intercambio de ejemplares con fines de conservación y aprovechamiento

sustentable de las especies silvestres de cada institución, asimismo refuerza el apoyo y colaboración del resto de las instituciones que la conforman para crear proyectos integrales. También, promueve con carácter prioritario la recuperación de especies mexicanas en peligro de extinción o en cualquier otra categoría de riesgo, según la NOM-059-SEMARNAT-2001 (Semarnat 2002), la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (Cites) o la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN). Como ejemplo, el Zoológico Africam Safari tiene una oficina de representación del Grupo de Especialistas en Reproducción para la Conservación de la UICN (Conservation Breeding Specialist Group), que lleva a cabo talleres de análisis de viabilidad de poblaciones para especies en riesgo en la región mesoamericana.

Apoyo a los programas de conservación de las especies silvestres prioritarias

El Programa de Conservación de la Vida Silvestre y Diversificación Productiva en el Sector Rural 1997-2000, del Instituto Nacional de Ecología, de la entonces Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (Semarnap), consideró 22 especies como prioritarias, 10 de las cuales son mamíferos o reptiles marinos o acuáticos. El resto de las especies incluye seis mamíferos terrestres, tres aves y tres reptiles. Aunque no se tienen los datos exactos, muchos zoológicos de México cuentan en su colección con ejemplares de lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*), oso negro (*Ursus americanus*), borrego cimarrón, águila real (*Aquila chrysaetos*), jaguar (*Panthera onca*), guacamaya verde (*Ara militaris*), guacamaya escarlata (*Ara macao*), cocodrilo de río (*Crocodylus acutus*), cocodrilo de pantano (*Crocodylus moreletti*), caimán (*Caiman crocodylus*) y manatí del Caribe (*Trichechus manatus*), todas consideradas prioritarias por la Semarnat, y desarrollan programas de educación e investigación con muchas de ellas, como el lobo mexicano y el jaguar, por lo que de forma indirecta colaboran en la conservación de estas especies. Asimismo, el personal de los zoológicos participa en los Subcomités Técnicos Consultivos para la Conservación de Especies Prioritarias. El Comité Técnico Consultivo lo creó la Semarnap para reunir a los expertos en una serie de especies identificadas como prioritarias para la conservación. El Comité está formado por subcomités para cada una de las especies y su función principal es dar asesoría a la Semarnat en las actividades relacionadas con la recuperación de las especies prioritarias, así como elaborar los Programas de Acción para la Conservación de Especies (PACE). Actualmente, por medio del Programa de Conservación de Especies en Riesgo (Procer) de la Conanp-Semarnat, el objetivo general es lograr la recuperación de 25 especies prioritarias en riesgo en el periodo 2007-2012, para lo cual existen 25 Subcomités Técnicos, 21 de los cuales trabajan con especies de fauna silvestre (R. Wolf, com. pers.). En el Subcomité Técnico Consultivo para la Recuperación del Lobo Gris Mexicano (*Canis lupus baileyi*) participan representantes de al menos nueve zoológicos de México que mantienen esta especie como parte de su colección (INE 2006). La participación de personal de los zoológicos en los planes de recuperación de especies también se da en otros casos en los que las instituciones mantienen especies prioritarias en sus instalaciones.

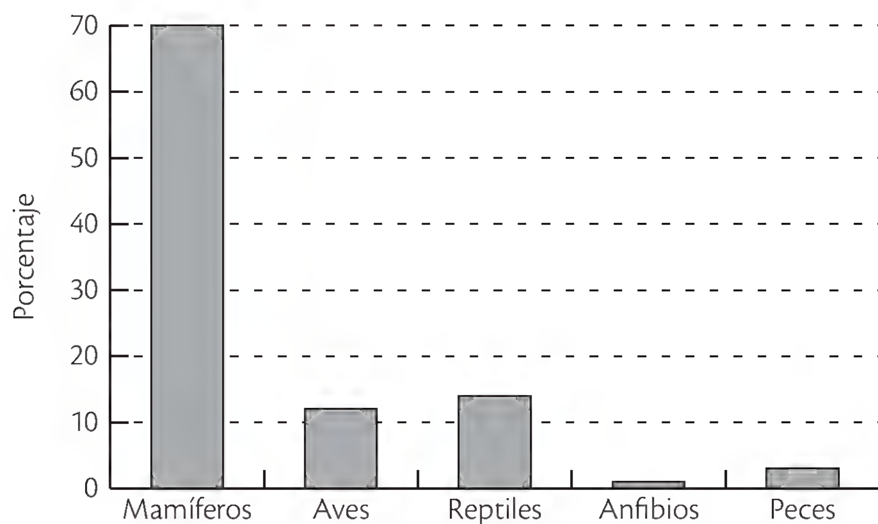
Investigación

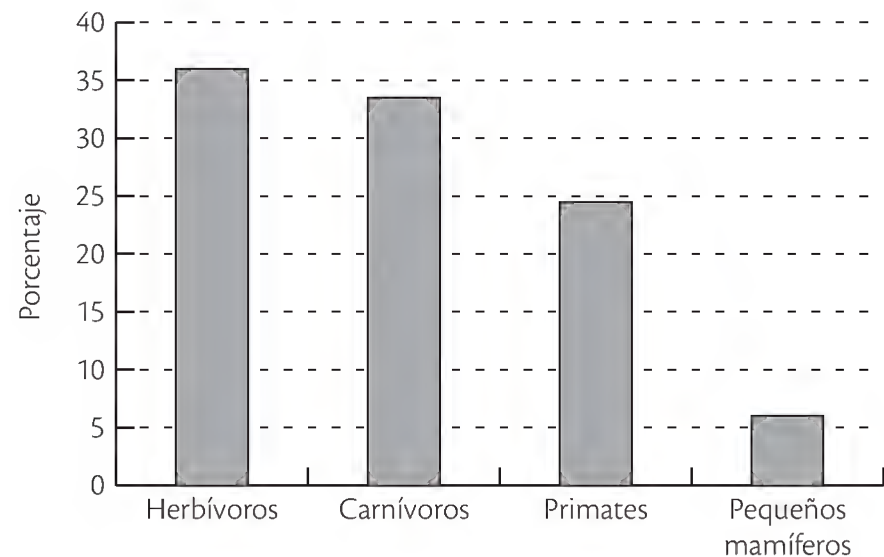
Como se mencionó, la investigación es uno de los objetivos primordiales de los zoológicos. A partir de datos obtenidos de 1998 a 2000 (Gual-Sill y Garza 2001), en México se registraron 106 reuniones científicas relacionadas con la fauna silvestre. De los trabajos presentados, 57% provienen de zoológicos, 24% de universidades, 11% de acuarios y 8% de criaderos. Aunque muchas investigaciones se llevan a cabo en zoológicos, esto no se publica y por tanto su efecto en la conservación de las especies estudiadas es limitado; estas instituciones constituyen la principal fuente de trabajos en los foros científicos relacionados (Fig. 12.1).

En todo México, solamente cinco zoológicos se encuentran registrados ante la Dirección General de Vida Silvestre (DGVS) de la Semarnat con proyectos científicos de investigación con poblaciones silvestres: Africam Safari, Zoológico de Guadalajara, Parque Zoológico de San Luis Potosí (con una especie cada uno), Dirección General de Zoológicos de la Ciudad de México (dos especies) y Zoomat (siete especies) (Sánchez Camacho, com. pers.). Esto no quiere decir que los zoológicos no realicen investigación, sino que los estudios se desarrollan principalmente con las poblaciones en cautiverio.

Proyectos de conservación de las colecciones pertenecientes a la AZCARM

Los miembros de la AZCARM desarrollan algunos proyectos de conservación *in situ*, aunque la mayor parte de los proyectos registrados son *ex situ*; se considera que





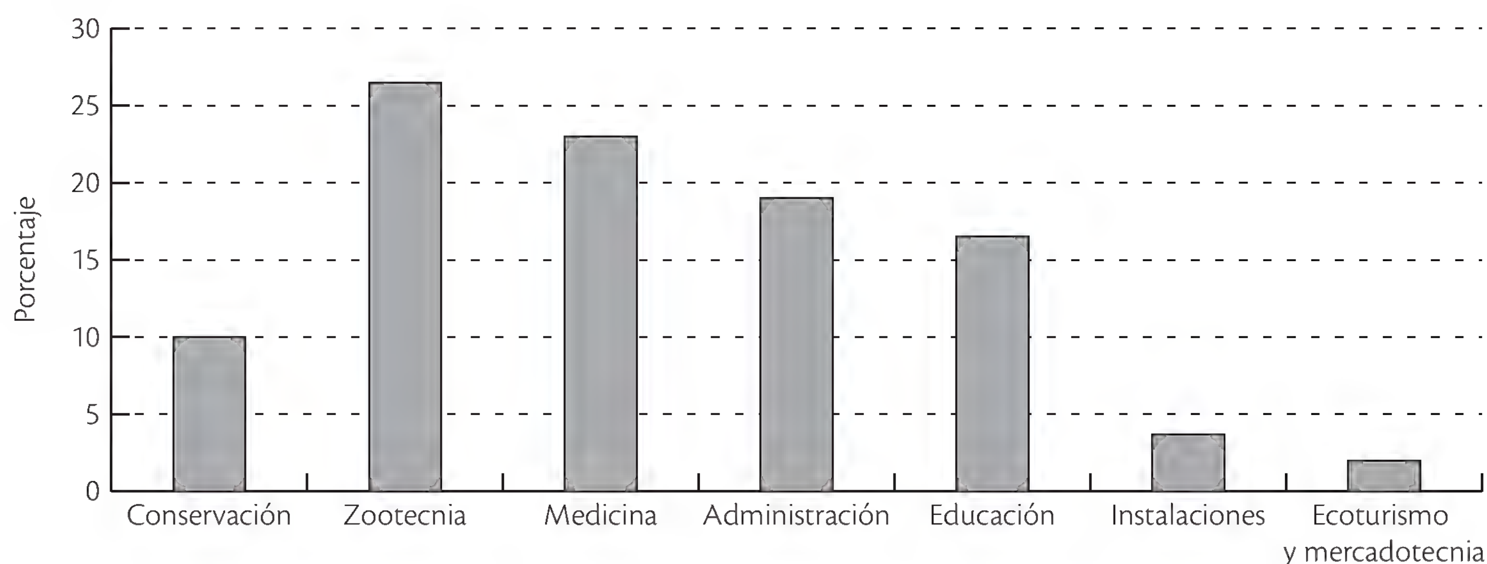


Figura 12.1 Porcentaje de trabajos por tema presentados en 106 reuniones científicas en las que participaron zoológicos entre 1998 y 2000.

ambas estrategias son complementarias. En un análisis acerca de los proyectos de conservación de especies silvestres realizados por algunos miembros de la AZCARM (Sigler 2001), de las 29 instituciones que participaron se describieron 37 proyectos que favorecen la conservación de por lo menos 50 especies silvestres, dos proyectos más se concentran en la conservación de ecosistemas (arrecifes), un proyecto de educación y uno más de comercialización. Los miembros de AZCARM que más proyectos de conservación reportaron fueron: Africam Safari con siete; la Dirección General de Zoológicos de la Ciudad de México (DGZCM), Xcaret, el criadero Servicios Bre y el Zoológico de León con cuatro cada uno; el Acuario de Veracruz y el Zoológico de Morelia con tres cada uno; el Zoomat y el Acuario de Mazatlán con dos cada uno, y el Zoológico de Guadalajara, el criadero de cocodrilos CUC-Cipactli, el Zoológico de Culiacán y Yumká (Centro de Interpretación y Convivencia con la Naturaleza), con un proyecto registrado por institución.

Estos proyectos promovían la conservación de 12 especies de mamíferos, más de nueve especies de aves, ocho de reptiles, una de anfibios y una de peces. Las especies más representadas en estos proyectos de conservación son: guacamaya verde (3), lobo mexicano (3), tortugas marinas (*Caretta caretta, Chelonia mydas, Dermochelys coriacea, Eretmochelys imbricata, Lepidochelys kempi, L. olivacea*, 3), venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*, 2), ocelote (*Leopardus pardalis*, 2) y cocodrilo de río (*Crocodylus acutus*, 2).

Entre las especies mexicanas en peligro de extinción atendidas solo por un miembro de la AZCARM destacaron las siguientes: jaguar, tapir (*Tapirus biardii*), borrego cimarrón, águila real, cotorra serrana (*Rhynchopsitta pachyrhyncha*), loro cabeza amarilla (*Amazona oratrix*), guacamaya roja (*Ara macao*), flamenco del Caribe (*Phoenicopterus ruber*), guajolote norteño o silvestre (*Meleagris gallopavo*), ajolote de Xochimilco (*Ambystoma mexicanum*) y achoque de Pátzcuaro (*Ambystoma dumerili*).

Solo uno de los proyectos registrados incluyó una especie exótica: el panda gigante (*Ailuropoda melanoleuca*); el resto de los proyectos se relacionaban con especies mexicanas, por lo que se aprecia el gran interés en la conservación de especies del país. Al menos dos proyectos son multiinstitucionales: el de Patologías de Felinos Silvestres Mexicanos y el del Lobo Mexicano, este último de alcance binacional. Dieciocho de los proyectos de conservación analizados se llevan a cabo *ex situ*, 10 proyectos son *in situ* y nueve más se realizan de manera conjunta en cautiverio y en vida libre.

En un estudio de los proyectos de conservación *in situ* desarrollados en zoológicos de Latinoamérica y el Caribe (Matamoros-Hidalgo 2004), los proyectos registrados de México incluyeron solamente cuatro instituciones (todas ellas miembros de la AZCARM): el Zoológico Miguel Álvarez del Toro (Zoomat) con cinco proyectos que incluyen especies como cocodrilos, tortugas de agua dulce, tapir, ocelote y psitácidos, además de dos proyectos acerca del manejo de reservas de la biosfera y estudios del efecto de la fragmentación del hábitat en las aves; la Dirección General de Zoológicos de la Ciudad de México registró seis proyectos que incluyen las especies lobo mexicano, zacatuche (*Romerolagus diazi*), borrego cimarrón, ocelote, ajolote de Xochimilco y panda gigante; el Yaguar Zoo registró un solo proyecto relacionado con el jaguar; mientras que el Parque Xcaret registró cuatro proyectos relacionados con el flamenco del Caribe, el manatí, la flora para mariposas y dos especies de tortugas marinas (*Caretta caretta* y *Chelonia mydas*).

La infraestructura de los zoológicos

Los exhibidores constituyen la mejor herramienta de los zoológicos para comunicar a los visitantes el mensaje de la importancia de los animales silvestres (Coe 1996). En México algunos han comenzado a transformarse en zoológicos modernos o centros de conservación. En este proceso se han llevado a cabo remodelaciones totales o parciales de varias colecciones vivas abiertas al público, incluyendo el Zoológico de Chapultepec entre 1992 y 1994 (Gual-Sill y Garza 2001), el de San Juan de Aragón, el de Tamatán, Africam Safari, los zoológicos de Guadalajara, Morelia, Xcaret, Zoomat, el de León, el Museo del Desierto de Saltillo, el Parque Museo La Venta, Yumká, Bioparque Estrella, el Zoológico de Zacango, el de Neza, Zoofari y El Centenario, todos los cuales cuentan con la infraestructura necesaria para llevar a cabo sus funciones de forma adecuada. La modernización de las instalaciones e infraestructura es necesaria para cumplir cabalmente con los objetivos de los zoológicos contemporáneos.

Plan estratégico de colección y registros

En el aspecto del manejo de poblaciones de las diferentes especies silvestres en cautiverio en los zoológicos de México, la AZCARM trabaja en la integración de un Plan Estratégico de Colección Común para todos los zoológicos, y aunque todavía está en proceso, muchos zoológicos ya trabajan con los datos y métodos desarrollados hasta ahora. La AZCARM también ha promovido la capacitación de sus miembros en la utilización del International Species Information System (ISIS), el cual constituye un sistema de cooperación global para el manejo de colecciones vivas que integra información sobre 7 500 especies de animales mantenidas en 550 zoológicos de 54 países. Actualmente solo el Zoológico de Guadalajara, el Zoológico de León y Africam Safari utilizan este sistema. Asimismo, un miembro de la asociación colabora en la creación del nuevo programa que sustituirá al Animal Record Keeping System (ARKS) y que lleva por nombre Zoological Information Management System (ZIMS), el cual es una base de datos en la red global que incluye información de salud y bienestar animal, registros, movimientos y manejo de individuos que, con datos compartidos sobre dos millones de animales, proveerá información poblacional completa, así como las prácticas adecuadas y aceptadas por la comunidad de colecciones animales. Aunque no todos los zoológicos en México tienen acceso a estos programas, todos envían un informe semestral o anual a la DGVS de la Semarnat, además de reportar sus altas y bajas, por lo que esta dependencia cuenta con esta valiosa información.

Algunos zoológicos de México colaboran con el registro de *studbooks* o pedigríes de diversas especies. Aunque los datos no están completos, estos muestran que los que participan en el mayor número de *studbooks* son: Africam Safari, Zoológico de Guadalajara, Zoomat, Zoológico Internacional, Dirección General de Zoológicos de la Ciudad de México y Zoológico de León. En estas instituciones se colabora en al menos 33 *studbooks* de mamíferos de los cuales cinco especies son nativas de México: pecarí de labios blancos (*Tayassu tajacu*), pecarí de collar (*Tayassu pecari*), tapir, mono araña (*Ateles geoffroyi*) y lobo mexicano; 10 especies de aves de las cuales siete son nativas de México: pavón (*Oreophasis derbianus*), guacamaya roja, guacamaya verde, cotorra serrana oriental (*Rhynchopsitta terrisi*), cotorra serrana

occidental, tecolote llanero (*Athene cunicularia*) y quetzal (*Pharomachrus moccino moccino*). Solamente se obtuvo información de un *studbook* en reptiles de México, el cual corresponde al monstruo de Gila (*Heloderma suspectum*).

Participación en talleres de conservación, análisis y manejo planificado de especies silvestres

Un proceso para el desarrollo de estrategias para la conservación de especies en riesgo, muy común en la actualidad, es la realización de análisis de viabilidad de poblaciones y hábitat (PHVA), en los que los distintos actores que participan en el estudio y conservación de una especie y su hábitat contribuyen en la elaboración de acciones y en la asignación de responsabilidades. Los zoológicos han tenido una participación destacada en los diferentes talleres PHVA organizados por el Grupo de Especialistas en Reproducción para la Conservación (CBSG) de la IUCN (CBSG 2008).

Red de Monitoreo del Uso de Animales Silvestres Vivos (Remus)

Recientemente comenzó el proyecto de la Red de Monitoreo del Uso de Animales Silvestres Vivos en Latinoamérica (Remus) con el apoyo del Durrell Wildlife Conservation Trust, del Fondo Internacional para la Protección de los Animales y su Hábitat (IFAW) y la UNAM (Cuarón *et al.* 2005). La Red, en la que participan 10 de los principales zoológicos de México, podrá usar los registros de animales silvestres que los zoológicos reciben en donación, depósito y resguardo para el seguimiento del tráfico de la fauna silvestre (A. Cuarón, com. pers.), para dar a las instancias gubernamentales pertinentes información importante sobre el estado del tráfico de especies silvestres en México.

Estrategias de Colaboración para la Recuperación de Especies de la AZCARM

La AZCARM está preparando el programa de Estrategias de Colaboración para la Recuperación de Especies (ECRE), el cual consiste en realizar un plan cooperativo con diversos zoológicos mexicanos y del extranjero para fomentar el intercambio de información de individuos de especies seleccionadas para lograr su conservación a largo plazo, mediante el monitoreo y manejo de la diversidad genética y estructura demográfica de las especies seleccionadas como una sola población. Como parte del programa, la AZCARM está recopilando información de todos los individuos que se encuentren en cautiverio en México de las especies seleccionadas, con la cual se integrará el libro de pedigríes de cada especie y se creará un manual de manejo en cautiverio de cada una de ellas. La AZCARM elaborará un plan de manejo nacional *ex situ* de cada especie. En la actualidad se encuentra en proceso la integración de los registros de ejemplares de tres especies incluidas en la ECRE. De acuerdo con datos de la DGVS, hasta ahora se tienen registrados 50 zoológicos, 20 criaderos intensivos, 39 circos y cuatro espectáculos ambulantes que cuentan con *Ateles geoffroyi* en su inventario; 23 zoológicos, 32 criaderos intensivos, nueve espectáculos ambulantes y ocho espectáculos fijos que tienen *Ara macao* en sus inventarios, y solamente dos zoológicos que cuentan con *Tapirus bairdii* en su colección.

Colecciones vivas en la conservación *ex situ* de peces dulceacuícolas

El número de peces considerados en alguna categoría de riesgo se incrementó de 137 (Semarnap 1994) a 169 (Semarnat 2002) en ocho años, a lo que se suman otras 20 especies consideradas en peligro por especialistas (Ceballos *et al.* en prensa). Adicionalmente, se han documentado 24 extinciones en los últimos 75 años (Contreras-MacBeath 2002). Esto significa que 43% de las aproximadamente 450 especies que habitan las aguas dulces del país han sido afectadas (Espinosa-Pérez *et al.* 1993). En este panorama, la conservación *ex situ* y la biotecnología son herramientas fundamentales ante la amenaza de extinción, cuando las poblaciones se ven disminuidas o cuando es inseguro el cuidado *in situ*. Su principal valor se basa en su potencial para recobrar el funcionamiento ecológico y biológico perdido y en propiciar el incremento de las poblaciones (Conway 1989).

En el Cinvestav-IPN-Unidad Mérida, la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, la Universidad Autónoma del Estado de Morelos, la Universidad Autónoma del Estado de México, la Universidad Autónoma de Nuevo León y en la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas-IPN se han implementado colecciones vivas, manteniendo lotes de peces en condiciones que permiten su sobrevivencia y reproducción. Ante el deterioro ecológico de muchos sistemas dulceacuícolas y el aumento paulatino de especies en riesgo, los objetivos de estas colecciones se han redirigido a la conservación *ex situ* y algunas han

alcanzado cierto desarrollo biotecnológico, que ahora les permite la propagación de ejemplares a otras universidades y el intercambio de reproductores con instituciones nacionales y del extranjero.

Los primeros cultivos *ex situ* fueron desarrollados por distintas instituciones para peces nativos de interés económico, como es el caso del catán (*Atractosteus tropicus),* de la mojarra del sureste (*Cichlasoma urophthalmus*), de la acúmara (*Algansea lacustris*) y del pez blanco (*Chirostoma estor*). Han sido las universidades públicas las que han asumido la responsabilidad de preservar los peces nativos que se hallan en situación de riesgo, que no necesariamente son de interés económico. Así, en diferentes tiempos, en la universidades mencionadas se han mantenido cultivos de representantes de nueve familias de la ictiofauna nacional: *Lampetra geminis, Notropis boucardi, Ictalurus balsanus, Chirostoma estor, C. promelas, C. riojai, Cyprinodon alvarezi, C. longidorsalis, C. nazas, C. pachycephalus, C. veronicae, Fundulus lima, Megupsilon aporus, Allotoca diazi, A. dugesi, A. maculata, Ameca splendens, Ataeniobius toweri, Characodon audax, C. lateralis, Girardinichthys multiradiatus, G. viviparus, Hubbsina turneri, Ilyodon whitei*, *Skiffia bilineata, S. francesae*, *S. lermae*, *Xenoophorus captivus, Zoogonecticus quitzeoensis*, *Zoogonecticus tequila*, *Gambusia longispinis, Poecilia latipunctata*, *Poeciliopsis balsas, Xiphophorus couchianus, Etheostoma grahami* y *Cichlasoma istlanum.* La finalidad de las colecciones es la conservación mediante el establecimiento de cadenas de reproductores. En el caso de *C. estor* y *C. promelas* (especies en riesgo), además se ha logrado la obtención masiva de juveniles, la transferencia tecnológica a las comunidades rurales y se está en proceso de elaborar la propuesta metodológica para el cultivo comercial de estas especies.

Las colecciones de especies en riesgo en general son pequeñas, algunas de ellas con más de cinco especies cultivadas. Las excepciones son la de la Universidad Autónoma de Nuevo León que llegó a tener ejemplares de más de 40 especies, tanto en peceras como en estanques, y la de la Universidad Michoacana, que es la única que actualmente mantiene en operación una planta de reproductores de *Chirostoma estor* y *C. promelas*, así como líneas de investigación básica sobre el conocimiento biológico de peces goodeídos. Entre ambas colecciones deben estar representadas aproximadamente 50 especies (datos no publicados).

La Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo ha desempeñado una labor destacada en la conservación *ex situ*, no solo por el número de especies que mantiene, sino también por que ha centrado su interés en los integrantes de la familia Goodeidae, un grupo representativo del centro de México, con casi 50% de sus integrantes en alguna de situación de riesgo. Entre ellos mantiene lotes de reproductores de *Skiffia francesae* y *Zoogonecticus tequila*, especies extintas en el medio natural. La Universidad Michoacana mantiene un intercambio activo con otras instituciones nacionales y extranjeras. De la misma manera, es la que muestra el mayor avance biotecnológico en la recuperación de una especie de importancia cultural, social y económica: el pez blanco *Chirostoma estor* (recuadro 12.5). La Universidad Autónoma de Nuevo León trabaja en las zonas áridas del norte de México, manteniendo ejemplares de la familia Cyprinodontidae, en particular de especies del género *Cyprinodon*, la mayoría de las cuales están listadas en la NOM-059-SEMARNAT-2001 (Semarnat 2002).

En menor proporción, la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas del Instituto Politécnico Nacional (IPN), la Universidad Autónoma del Estado de Morelos (donde también se mantienen ejemplares de *Skiffia francesae)* y la Universidad Autónoma del Estado de México mantienen especies en riesgo, sobre todo las que corresponden a las cuencas del Valle de México, Lerma y Balsas.

Con una concepción distinta, las comunidades de la Selva Lacandona han implementado acuicultivos, con fines de consumo, cuyo diseño busca reproducir la estructura y función de los sistemas acuáticos locales, ya sea mediante la imitación directa en cuerpos de agua artificiales, logrando una analogía estructural con los sistemas naturales, o con un manejo adaptativo de las técnicas acuaculturales. De esta manera han establecido policultivos con las especies regionales, sobre todo con las mojarras de la familia Cichlidae, entre ellas *Cichlasoma intermedium*, una especie amenazada (Rodiles-Hernández 2001).

Aun cuando su objetivo es la propagación de especies de interés económico propias del Lago de Chapala, el Centro Acuícola de Tizapán El Alto, en Jalisco, mantiene cultivos de *Chirostoma promelas* e *Ictalurus dugesi* (Villicaña Vázquez y Morales Ventura 2003), ambas consideradas amenazadas. Esta es la única entidad gubernamental que, aunque sea de manera indirecta, participa en la conservación *ex situ.* Los acuaristas nacionales también intervienen en la reproducción *ex situ* de peces de talla pequeña, sobre todo de representantes de las familias Characidae, Goodeidae y Poeciliidae, como es el caso de *Astyanax jordani, Girardinichthys* spp., *Poecilia butleri* y *P. velifera*; aunque también muchos acuaristas basan su

Recuadro 12.5 Cultivo de *Chirostoma estor estor*, un pez de importancia tradicional y económica en riesgo

Antonio Campos Mendoza • Carlos Antonio Martínez Palacios • Lindsay G. Ross

El pez blanco del Lago de Pátzcuaro (*Chirostoma estor estor*) es una de las especies más representativas de la cultura purépecha y del estado de Michoacán, por su gran importancia histórica, ecológica y económica. El pez blanco y el charal (*Chirostoma* spp.) han sido desde tiempos prehispánicos la base de la pesquería artesanal de este lago. Sin embargo, a mediados de la década de 1980 se registró por primera vez una reducción en la captura del pez blanco, principalmente por la degradación ambiental del lago, la explotación irracional y la introducción de especies exóticas. Esta disminución se incrementó de manera considerable en la siguiente década; así, el registro de capturas de 1996 fue de seis toneladas y para el año 2000 fue solo de una tonelada (Mares-Báez y Morales-Palacios 2003).

Pese a todos los esfuerzos de recuperación ambiental de la cuenca, que incluyeron programas de los gobiernos federal y estatal, así como el aporte de varias organizaciones civiles, a la fecha no se han obtenido resultados favorables para la rehabilitación del lago (García-Villanueva 2004). Para recuperar las poblaciones naturales del pez blanco, algunos sectores gubernamentales iniciaron programas que incluyeron la creación de reservas para la producción de especies nativas. Después de once años de operación de las reservas, los resultados son insuficientes y las poblaciones de pez blanco continúan en declive. Otra medida impulsada por el gobierno federal fue la implementación de una veda en el año 1999, con la cual se pretendía evitar la extracción de pez blanco y propiciar su incremento natural. Con la veda establecida, se tomaron algunas medidas de regularización de las artes de pesca, las cuales en su mayoría son no selectivas (García-Villanueva 2004). La aplicación de la veda junto con la falta de un programa alternativo de ingresos incrementaron los problemas sociales y la marginación de los pescadores de la región, cuya única fuente de ingresos es la pesca, razón por la cual muchos de ellos se vieron obligados a emigrar.

En los últimos años se ha empleado otra estrategia de conservación del pez blanco: la aplicación de la acuicultura mediante cultivos semiintensivos e intensivos que conduzcan a la recuperación de las poblaciones naturales del lago, siempre y cuando las condiciones ambientales del sistema lo permitan, y también que propicien un cambio en la actividad productiva de los pescadores, convirtiéndolos paulatinamente en acuicultores.

Para el desarrollo de tal actividad, la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, en estrecha relación con el Instituto de Acuicultura de la Universidad de Stirling, en Escocia, y muchas otras instituciones nacionales implementaron un programa de investigación básica y aplicada, que comenzó en 1998 y ha generado las bases tecnológicas para desarrollar el cultivo de esta especie (Martínez-Palacios *et al.* 2003). Gracias a esto ya se conoce la temperatura óptima para el desarrollo de larvas y juveniles (Martínez-Palacios *et al.* 2002) y se ha establecido el intervalo de tolerancia a salinidades, lo que permite controlar mejor las enfermedades causadas por hongos y bacterias (Martínez-Palacios *et al.* 2004). Otros estudios han demostrado que el pez blanco cuenta con altos niveles (20 a 32 por ciento de los ácidos grasos totales) de ácido decosahexanoico (ADH), indicativo de que tienen la capacidad de sintetizar ADH a partir de ácido eicosapantenoico y otros ácidos omega 3, lo que le da el carácter de una especie rica en ácidos grasos altamente benéficos para el ser humano (Martínez-Palacios *et al.* 2006).

Adicionalmente, mediante la manipulación ambiental y el control del fotoperiodo en los reproductores, se ha controlado en su totalidad el ciclo reproductivo, por lo que ahora se obtienen larvas y juveniles de pez blanco en cualquier época del año (Campos-Mendoza *et al.* 2004). Estos avances han hecho posible la creación de la primera planta de producción de crías de pez blanco, cuyo objetivo fundamental es la producción de 200 000 crías anuales y cubrir el requerimiento estimado para establecer el cultivo, involucrando a las comunidades ribereñas del Lago de Pátzcuaro. Actualmente se cuenta con una unidad experimental de cultivo en la comunidad de Ichupio, municipio de Tzintzuntzan, donde se evalúa el crecimiento de los peces blancos en condiciones de cultivo, así como la dinámica poblacional del zooplancton de los estanques.

Para establecer el cultivo en forma definitiva, se trabaja con un proyecto de transferencia tecnológica, financiado por la Iniciativa Darwin del gobierno británico, que permitirá llegar hasta las comunidades y ofrecer cursos de capacitación y entrenamiento en el cultivo del pez blanco (Ross *et al.* 2006). No obstante los logros obtenidos, la limitante principal es la falta de recursos económicos para la construcción de la estanquería rústica necesaria para el proyecto, sin embargo, se labora de manera conjunta con las comunidades para obtener recursos de los gobiernos federal y estatal para lograr impulsar

Recuadro 12.5 [*concluye*]

el cultivo del pez blanco entre las comunidades ribereñas del Lago de Pátzcuaro.

La fase siguiente será integrar el cultivo del pez blanco como una actividad rentable, que permita reducir sus altos costos en el mercado y evitar que se siga extrayendo el recurso del medio natural, lo que repercutirá en el incremento de las poblaciones del lago. Así, este programa ha brindado la oportunidad de utilizar a la acuicultura como una herramienta de conservación, no solo del pez blanco, sino de las otras especies de *Chirostoma* que habitan en el Lago de Pátzcuaro.

Las mismas técnicas se están aplicando para intentar rescatar una de las especies de pez blanco de Chapala (*Chirostoma promelas*), conocido como "bocanegra", que en la NOM-059-SEMARNAT-2001 (Semarnat 2002) aparece en la categoría de amenazada. Consideramos que los esfuerzos realizados hasta ahora para conservar al pez blanco han sido oportunos y los resultados exitosos, pero se requiere más investigación para lograr entender en su totalidad algunos aspectos de la fisiología y cultivo de esta especie.

actividad en métodos extractivos, que aumentan el riesgo para algunos peces.

En diversos países se cultivan peces mexicanos con diferentes fines. Tal vez la mejor colección viva en el extranjero sea la del Zoológico de Chester, en Inglaterra, que con fines de reproducción y propagación mantiene grandes lotes de especies de las familias vivíparas Goodeidae y Poeciliidae, y es esta la institución que mantiene un intercambio activo con universidades mexicanas y de donde proceden los ejemplares de taxa extintos en la naturaleza, que se hallan en las colecciones nacionales.

Con fines científicos y como parte de programas de repoblación, en el Dexter National Fish Hatchery and Center of Technology, de Nuevo México, se hallan ejemplares de *Gila elegans*, *G. purpurea*, *Xyrauchen texanus* e *Ictalurus pricei*. Con los mismos objetivos, la Universidad de Nuevo México mantiene cinco especies de *Cyprinodon* (*C. beltrani*, *C. labiosus*, *C. maya*, *C. simus* y *C. verecundus*). El Acuario de Dallas, Texas, exhibe especímenes de *Megupsilon aporus*. Para estudios relacionados con el cáncer de la piel o melanoma humano, el Xiphophorus Genetic Stock Center, de la Southwest Texas State University reproduce 21 especies de peces espada del género *Xiphophorus*, la mayoría de origen mexicano. Los acuaristas extranjeros, sobre todo europeos, mantienen lotes de especies de goodeídos y pecílidos, así como de mojarras *Cichlasoma grammodes* y *C. hartwegi*.

La conservación *ex situ* de peces en México tiene una historia que data de aproximadamente 40 años, si bien es en los últimos 15 cuando ha alcanzado su máximo desarrollo; sin embargo, las perspectivas no son halagüeñas. El principal problema de tipo biológico de las colecciones vivas es la pérdida de variabilidad genética de sus especies, situación que hasta ahora se ha solucionado mediante un limitado intercambio de reproductores e introduciendo ejemplares silvestres en los cultivos.

Hasta ahora el sector gubernamental no ha manifestado interés en esta estrategia de conservación, ya que no solo se carece de programas de apoyo, sino que se tiene planeado transformar el único centro acuícola que cultiva especies en riesgo, el Centro Acuícola de Tizapán El Alto, Jalisco, en un centro productor de las exóticas tilapias. De la misma manera, ninguna colección está incorporada a algún programa institucional formal, sea universitario o procedente de los gobiernos federal, estatal o municipal; la mayoría de ellas se mantiene por el esfuerzo e interés de los investigadores o mediante aportes económicos de instituciones extranjeras. Con la excepción del pez blanco de Pátzcuaro (recuadro 12.5), poco se ha hecho por difundir los resultados y experiencias obtenidos, que además de su valor científico, son indispensables para el desarrollo biotecnológico y su transferencia a otros sectores de la sociedad. También es necesario incorporar la conservación *ex situ* a programas de educación ambiental que contribuyan a entender y reconocer el valor e importancia de las colecciones vivas.

12.4 Conservación *ex situ* de otros organismos

La conservación *ex situ* se centra principalmente en especies de flora y fauna, sin embargo existen algunos grupos como los hongos, levaduras y bacterias, entre otros, que también se mantienen *ex situ*. No obstante, normalmente estos organismos se conservan por su utilidad

Cuadro 12.5 Otros centros de conservación *ex situ*

Colección *ex situ*	Institución	Localización
Levaduras marinas de México	Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.	La Paz, BCS
Microalgas	Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.	La Paz, BCS
Cianobacterias	Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.	La Paz, BCS
Microorganismos de importancia acuática	Centro de Investigación en Alimentos y Desarrollo, A.C., Unidad Mazatlán	Mazatlán, Sin.
Dinoflagelados marinos	Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.	La Paz, BCS
Cepario de hongos comestibles y medicinales	El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Tapachula	Tapachula, Chis.
Cepario de hongos	Colegio de Postgraduados de Chapingo	Puebla, Pue.
Cepario de hongos	Instituto de Ecología, A.C.	Xalapa, Ver.
Cepario de hongos patógenos	Laboratorio de Micología, Departamento de Microbiología y Parasitología, Facultad de Medicina, UNAM	Distrito Federal
Cepario *Histoplasma capsulatum*	Laboratorio de Inmunología de Hongos, Departamento de Microbiología y Parasitología, Facultad de Medicina, UNAM	Distrito Federal
Cepario	Facultad de Química, UNAM	Distrito Federal
Microhongos	Centro de Investigaciones Forestales y Agropecuarias	Distrito Federal
Cultivos	Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, IPN	Distrito Federal
Cepas microbianas y cultivos celulares	Centro de Investigación y de Estudios Avanzados, IPN	Distrito Federal
Hongos patógenos y Actinomycetes	Instituto Nacional de Diagnóstico y Referencia Epidemiológica, Secretaría de Salud	Distrito Federal
Amoebae	Asociación Mexicana de Investigadores de la Contaminación Ambiental, A.C.	Distrito Federal
Centro Nacional de Cultivos Microbianos	Centro Nacional de Cultivos Microbianos, Cenacumi	Distrito Federal

Fuentes: Carnevali Fernández-Concha *et al.* (2004); Federación Mundial de Colecciones de Cultivos.

ecológica, económica, de salud pública, control biológico o por su valor farmacéutico o alimentario, más que como esfuerzos de conservación de la biodiversidad para reducir el riesgo de extinción de estas especies, por lo que no se abunda en la conservación *ex situ* de estos organismos. La Federación Mundial de Colecciones de Cultivos (WFCC) registra para México algunas colecciones de microorganismos (cuadro 12.5).

12.5 Las colecciones *ex situ* como herramientas de educación

El carácter educativo de los centros de conservación *ex situ* está implícito, no solo en los aspectos de difusión y sensibilización, sino que en muchos casos son elementos centrales en la formación de recursos humanos en los niveles medio y superior porque son lugares idóneos para prácticas de campo de estudiantes de ciencias forestales, agronómicas y biológicas.

Los zoológicos, los jardines botánicos y los acuarios son sitios de contacto con la naturaleza para la mayor parte de los habitantes de las ciudades, por lo que se deben considerar centros de educación ambiental cuya tarea central es "sensibilizar" a los visitantes. Es precisamente por medio de estos centros que la educación puede lograr su mayor contribución a la conservación de la biodiversidad (Barraza 1994).

Los 20 zoológicos principales de México cuentan con áreas educativas y personal dedicado a esta especialidad. Se calcula que en toda la República mexicana los zoológicos reciben alrededor de 20 millones de visitantes al año (Collados 1997); los más frecuentados son Chapultepec, San Juan de Aragón y Los Coyotes, con un promedio anual de 8.6 millones de visitantes. Por su parte, la Estrategia de Conservación para los Jardines Botánicos Mexi-

canos 2000 (Rodríguez-Acosta 2000) señala que la actividad principal de los jardines botánicos del país es la educación ambiental y el esparcimiento. Se calcula que reciben un promedio anual de 200 000 visitantes.

El alto número de visitantes de los centros *ex situ* del país representa una oportunidad única para desarrollar programas de educación formal e informal en los niveles básico, medio y superior. En el año 2000, de 42 zoológicos registrados de un total aproximado de 65, incluyendo criaderos y colecciones privadas, 12 reportaron algún tipo de actividades educativas. De estos, solo siete tenían programas permanentes de educación (10%). Sin embargo, 16.6% de los zoológicos mexicanos registrados considera la educación como una de sus funciones principales (M. Martínez, com. pers.).

La investigación educativa en los zoológicos es uno de los mayores retos que estos enfrentan. La función educativa de los zoológicos crece a medida que se prueban nuevos métodos de colaboración y de comunicación con el público. Por ello, conocer y analizar las percepciones, actitudes y conocimientos ambientales que los visitantes manifiestan en un zoológico es fundamental para el diseño y evaluación de sus programas educativos. Sin embargo, el desarrollo de la investigación educativa en estos sitios es aún muy incipiente; por ejemplo, son muy pocos los zoológicos mexicanos (alrededor de 5%) que cuentan con programas de evaluación continua sobre el efecto que tienen los programas educativos en el público visitante, lo que se manifiesta en aspectos como el escaso conocimiento que tiene la población mexicana en general sobre la fauna del país (Ramírez-Lemus 2003).

Es necesario que en los sitios donde se mantienen colecciones se busquen formas creativas de presentar información sobre diversos temas relacionados con la vida animal, la vegetal y la conservación, así como la interacción con público diverso y heterogéneo, utilizando la investigación como herramienta de evaluación. Además es importante crear espacios de discusión sobre las oportunidades para asimilar y aplicar conceptos. El aprendizaje es un proceso cognoscitivo y dinámico, influido por la curiosidad, el interés y la motivación. El zoológico, el jardín botánico y otros son espacios que pueden propiciar un aprendizaje creativo. Para lograrlo, los programas y las actividades educativas deben estructurarse de acuerdo con un plan integral de desarrollo congruente con los objetivos, funciones y filosofía de la institución.

Con frecuencia, las actitudes que los individuos manifiestan hacia los animales responden a conductas aprendidas. Por ello, identificar actitudes de los visitantes puede ayudar a orientar programas educativos, con el fin de reforzar comportamientos positivos hacia el ambiente o para modificar e idealmente eliminar comportamientos negativos (Barraza y Cuarón 2004). Al observar las interacciones que los visitantes establecen con los animales se puede obtener información sobre su desarrollo social, afectivo y cognoscitivo, y consecuentemente es posible predecir su desarrollo moral y fortalecer los programas de educación ambiental.

12.6 Consideraciones finales: hacia un inventario nacional

A lo largo de este capítulo se ha destacado la importancia y la función actual de la conservación *ex situ* en México. Sin embargo, son evidentes las carencias en la sistematización y fuentes fidedignas de información, así como en la coordinación institucional de grupos civiles y académicos dedicados a la conservación *ex situ*. En general es notable la insuficiente vinculación entre la conservación *in situ* y la *ex situ*, siendo esta última una herramienta con enormes potencialidades, pero todavía subvalorada y con importantes rezagos.

Es trascendental crear una base de datos que integre un inventario nacional de ejemplares conservados *ex situ* (flora, fauna y microorganismos) que se actualice constantemente e incluya información sobre las capacidades de almacenaje, seguridad, documentación y caracterización. Esta base de datos deberá ser parte de una estrategia nacional para la conservación de especies que requieren recursos *ex situ,* y promover un diálogo entre instituciones de investigación, educación superior, sector privado y gobierno, con el fin de:

- Vincularla con las áreas naturales protegidas y con las regiones terrestres prioritarias, preferentemente uniendo esfuerzos entre los diferentes centros de conservación *ex situ*.
- Incrementar la representatividad de la flora y la fauna mexicanas para las que mantener poblaciones *ex situ* pueda reducir las posibilidades de extinción, particularmente para especies incluidas en la NOM-059-SEMARNAT-2001 o consideradas en riesgo por otros organismos internacionales, así como parientes de cultivares (medicinales, entre otros).
- Fomentar la investigación multidisciplinaria y el desarrollo de programas integrales de manejo y conservación para las especies mantenidas *ex situ*.

- Identificar prioridades en las colecciones para la recuperación ecológica, así como en educación formal e informal, educación básica, media y superior, desarrollo sustentable e investigación científica.
- Potenciar y mejorar las instalaciones, servicios, capacitación del personal, presupuesto y mantenimiento.
- Instrumentar protocolos de manejo, germinación, cultivo y almacenaje (semillas, tejidos *in vitro*, ADN, etc.) en plantaciones, jardines botánicos, zoológicos, criaderos, bancos de microorganismos, entre otros.
- Definir políticas curatoriales de las colecciones nacionales *ex situ*: destino, propósito de los materiales o ejemplares, gestión genética, documentación, etcétera.
- Impulsar el desarrollo de la capacidad de conservación *ex situ* orientado a incrementar la cobertura regional, con el objetivo de mantener especies en su rango de distribución natural y contribuir a fortalecer las capacidades regionales.
- Atender las técnicas y directrices de la UICN, las estrategias nacionales e internacionales de toda instalación *ex situ* como instrumentos para la gestión y recuperación de poblaciones.
- Relacionar la conservación *ex situ* con ejes transversales como la interpretación y la educación ambientales, ofreciendo ejemplos de acciones relevantes para diferentes públicos.
- Desarrollar esquemas que incrementen la participación de la industria privada en la conservación, posiblemente mediante incentivos fiscales.

12.7 Conclusiones

Son pocos los centros de reproducción *ex situ* en el universo de zoológicos, acuarios, criaderos y jardines botánicos, y en general es poco el efecto que estos han tenido en la conservación de la diversidad biológica de México; sin embargo, se verán más resultados en la medida en que las especies que están en programas de conservación sean reintroducidas a sus áreas originales y contribuyan a la restauración de los ecosistemas, y cuando los programas educativos se extiendan a todos los centros de reproducción abiertos al público y cuenten con programas dirigidos a generar un cambio de actitud en la población.

En relación con el objetivo mundial que marca la Estrategia Global para la Conservación Vegetal (2003) de tener 60% de las especies en peligro de extinción en cultivo *ex situ* y 10% en recuperación, la AMJB por medio de su Plan de Acción actualmente en revisión, se compromete a tener 40% de las especies y 5% en programas de recuperación y restauración, tomando como referencia la NOM-059-SEMARNAT-2001 (Semarnat 2002). Por tanto, idealmente cada jardín botánico de México debería tener 20 especies en sus colecciones *ex situ* y una en recuperación y restauración. Es probable que los 51 jardines botánicos registrados en la AMJB requieran incrementar sus recursos y personal, además de que tienen la limitante de que no todos se localizan en las regiones donde son necesarios. Por ejemplo, de las 32 entidades federativas mexicanas, 10 no cuentan con jardines botánicos, no obstante que cuatro de ellos tienen instalaciones en desarrollo o se encuentran en etapa de planeación. Cabe destacar que solo 10% de las plantas contenidas en los jardines botánicos del país corresponde a especies exóticas.

En el caso de la fauna el panorama es muy distinto: especies en riesgo como el jaguar, el bisonte, el oso negro o el lobo mexicano, por citar solo unas cuantas de alrededor de 750 especies de vertebrados en riesgo de extinción (Ceballos y Eccardi 2003), necesitan grandes espacios, lo que hace poco factible mantener poblaciones viables en cautiverio en los zoológicos de México. En el caso de los vertebrados terrestres es necesario hacer una cuidadosa selección de especies para las que el desarrollo de programas de conservación *ex situ* sea económica y técnicamente viable, y a la vez contribuya de forma significativa a la conservación de la especie o su hábitat.

La revisión de las principales actividades de los centros de conservación *ex situ* en México indica que la educación es la herramienta más ampliamente utilizada, sobre todo en las colecciones en exhibición abiertas al público, aunque en el caso de los zoológicos solo una minoría tienen programas permanentes de educación ambiental.

En cuanto a las actividades de conservación, muchas se orientan a la reproducción y propagación de especies en riesgo, sin embargo, los resultados todavía son limitados ante las urgentes necesidades de recuperación. Los centros *ex situ* de fauna mantienen pocos registros, mientras que en los dedicados a la flora es una prioridad contar con una documentación adecuada para participar en programas de recuperación de especies.

Las colecciones vivas de flora, fauna y microorganismos son medios que facilitan la investigación científica, sin embargo, son pocos los trabajos de investigación publicados, por lo que hay escasa documentación que revele su aplicación y vinculación con la conservación *in situ*.

Agradecimientos

Queremos expresar nuestro agradecimiento por los valiosos comentarios de las siguientes personas: Teodolinda Balcázar, Orlik Gómez, Víctor Manuel Chávez, Martín Mata y Juan Carlos López, así como por las acertadas sugerencias de los revisores anónimos. También agradecemos a los coordinadores del libro su colaboración para consolidar el presente capítulo.

Referencias

Asociación Mexicana de Jardines Botánicos, A.C. 1994. Importancia de las colecciones nacionales de los jardines botánicos de México. *Amaranto* **7**:28-31.

Barraza, L. 1994. *Los zoológicos en camino hacia la educación.* Secretaría de Educación Pública, México.

Barraza, L., y A.D. Cuarón. 2004. How values in education affect children's environmental knowledge. *Journal of Biological Education* **39**:18-23.

BGCI. 2006. *North American Botanic Garden Strategy for Plant Conservation.* Botanic Garden Conservation International-American Public Garden Association-Canadian Botanical Conservation Network, Center for Plant Conservation-Asociación Mexicana de Jardines Botánicos, A.C., Nueva York.

Butler, D., y D. Merton. 1992. *The black robin. Saving the world's most endangered bird.* Oxford University Press, Oxford.

Campos-Mendoza, A., J.C. Chávez-Sosa, V.O. Santoyo-Guzmán, C.A. Martínez-Palacios y L.G. Ross. 2004. *The effect of photoperiod on reproduction of* pez blanco (Chirostoma estor estor) *of Lake Pátzcuaro.* Jornadas del Pejerrey, IIB-INTECH, Chascomús, Argentina.

Carnevali Fernández-Concha, G., V. Sosa, J.L. León de la Luz y J. León Cortés (eds.). 2004. *Colecciones biológicas. Centros de Investigación Conacyt.* Conacyt, México.

Carvajal, L. 1993. Estudio biológico de una especie forestal endémica (*Magnolia dealbata* Zucc.). Tesis de maestría, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León, Monterrey.

CBSG. 2008. *Conservation Breeding Specialist Group*, en <*http://www.cbsg.org/cbsg/networks*> (consultado en mayo de 2008).

CDB. 2003. *Estrategia global para la conservación vegetal.* Convenio sobre la Diversidad Biológica, Botanic Gardens Conservation International, Londres.

Ceballos, G., C. Arizmendi y L. Márquez. 2000. La diversidad y conservación de las aves de México, en G. Ceballos y L. Márquez (eds.), *Las aves de México en peligro de extinción.* Conabio-unam-Fondo de Cultura Económica, México, pp. 21-68.

Ceballos, G., y F. Eccardi. 2003. *Animales de México en peligro de extinción.* Fundación Alejo Peralta, México.

Ceballos, G., y G. Oliva (eds.). 2005. *Los mamíferos silvestres de México.* Conabio-Fondo de Cultura Económica, México.

Ceballos, G., E. Díaz-Pardo y H. Espinosa-Pérez. En prensa. *Peces mexicanos de agua dulce en peligro de extinción.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo. 2008. *Centro de Recursos Fitogenéticos Wllhausen-Anderson*, en <*http://www.cimmyt.org/spanish/wps/obtain_seed/pgrc.htm*> (consultado en abril de 2008).

Coe, J. 1996. What is the message? Education through exhibit design, en D.G. Kleiman, M.E. Allen, K.V. Thomson y S. Lumpkin (eds.), *Wild mammals in captivity. Principles and techniques.* The University of Chicago Press, Chicago, pp. 167-174.

Collados, G. 1997. El rol de los zoológicos contemporáneos. Tesis de licenciatura, Facultad de Arquitectura, Urbanismo y Paisaje, Universidad Central de Chile, Santiago.

Conabio, Conanp y Semarnat. 2008. *Estrategia mexicana para la conservación vegetal: objetivos y metas.* México.

Contreras-MacBeath, T. 2002. *Freshwater conservation in Mexico, with emphasis on viviparous species.* II International Symposium on Livebearing Fishes, Querétaro.

Conway, W.G. 1989. Conservation: The next hundred years, en D. Western y M. Pearl (eds.), *Conservation for the twenty-first century.* Oxford University Press, Nueva York, pp. 199-209.

Coombes, A.J., S. Barreiro Zamorano y M. Rodríguez-Acosta. 2003. *Lista de plantas en los jardines botánicos de México.* Asociación Mexicana de Jardines Botánicos, A.C., México.

Cuarón, A., F. Galindo, A. Aguilar-Melo y E. Santurtún. 2005. REMUS: zoológicos, conservación y monitoreo de fauna silvestre en Latinoamérica. *Memorias del XXII Congreso AZCARM.* Asociación de Zoológicos, Criaderos y Acuarios de la República Mexicana, León.

Cuarón, A.D. 2004. Fuera de lugar: sobre la conservación *ex situ*. *Especies* **13**:18-23.

Cuarón, A.D. 2005. Further role of zoos in conservation: Monitoring wildlife use and the dilemma of receiving donated and confiscated animals. *Zoo Biology* **24**:115-124.

Davis, D.S., y P.H. Elzer. 2002. Brucella vaccines in wildlife. *Veterinary Microbiology* **90**:533-544.

Durrell, G., y L. Durrell. 1996. Foreword, en D.G. Kleiman, M.E. Allen, K.V. Thomson y S. Lumpkin (eds.), *Wild mammals in captivity. Principles and techniques.* The University of Chicago Press, Chicago, pp. xiii-xiv.

Espinosa-Pérez, H., M.T. Gaspar Dillanes y P. Fuentes Mata. 1993. *Listados faunísticos de México, III: Los peces dulceacuícolas mexicanos.* Instituto de Biología, UNAM, México.

FAO. 1986. The Przewalski horse and restoration to its natural habitat in Mongolia. FAO *Animal Production and Health Papers* 61, Roma.

Flores-Villela, O., y L. Canseco-Márquez. 2004. Nuevas especies y cambios taxonómicos para la herpetofauna de México. *Acta Zoológica Mexicana* **20**:115-144.

García-Villanueva, N.H. 2004. *Memoria ilustrada del programa para la recuperación ambiental de la cuenca del lago de Pátzcuaro*. Fundación Gonzalo Río Arronte-Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos.

Gómez, O., y M. Lascuráin. 2006. La unidad de visitantes en un jardín botánico como espacio integrador, en M. Lascuráin, O. Gómez, O. Sánchez y C.C. Hernández (eds.), *Jardines botánicos, conceptos, operación y manejo*. Asociación Mexicana de Jardines Botánicos, A.C., pp. 131-142.

Gual-Sill, F., y J. Garza. 2001. Zoológico de Chapultepec "Alfonso L. Herrera", en E. Bell (ed.), *Encyclopedia of the world's zoos*. Fitzroy Dearborn Publishers, pp. 1433-1436.

Guerrant, E.D., P.L. Fieldler, K. Havens y M. Maunder. 2004. Revised genetic samplig guidelines for conservation collections of rare and endangered plants, en E.O. Guerrant Jr., K. Havens y M. Maunder (eds.), *Ex situ plant conservation. Supporting species survival in the wild*. Society for Ecological Restoration, Center for Plant Conservation-Island Press, Washington, D.C., pp. 419-441.

Hutchins, M., K. Willis y R.J. Wiese. 1995. Strategic collection planning: Theory and practice. *Zoo Biology* **14**:5-25.

INE. 2006. Sistema de Publicaciones del Instituto Nacional de Ecología, en <*http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/*> (consultado en abril de 2007).

IUCN. 2002. *Technical guidelines on the management of ex situ populations for conservation*. Species Survival Commission, The World Conservation Union. Gland.

IUCN. 2007, The IUCN red list of threatened species. *Equus ferus*, en <*http://www.iucnredlist.org/search/details.php/41763/all*> (consultado en abril de 2007).

Kraaijeveld-Smit, F.J.L., R.A. Griffiths, R.D. Moore y T.J.C. Beebee. 2006. Captive breeding and the fitness of reintroduced species: A test of the responses to predators in a threatened amphibian. *Journal of Applied Ecology* **43**: 360-365.

Lascuráin, M., O. Sánchez, V. Luna y C. Iglesias. 2006. Adquisición, ingreso y manejo de material vegetal en un jardín botánico, en M. Lascuráin, O. Gómez, O. Sánchez y C.C. Hernández (eds.), *Jardines botánicos, conceptos, operación y manejo*. Asociación Mexicana de Jardines Botánicos, A.C., pp. 121-127.

List, R. 2005. *Canis lupus*, en G. Ceballos y G. Oliva (eds.), *Los mamíferos silvestres de México*. CONABIO, Fondo de Cultura Económica, México, pp. 350-353.

Lockhart, M., J. Pacheco, R. List y G. Ceballos. 2003. Black-footed ferrets thrive in Mexico. *Endangered Species Bulletin* **28**:12-13.

Mares-Báez, L.G., y J.J. Morales-Palacios. 2003. Contribución al estudio del cultivo del pescado blanco *Chirostoma estor estor* en el Centro Regional de Investigación Pesquera de Pátzcuaro, Michoacán, en P. Rojas Carrillo (ed.), *Historia y avances del cultivo de pescado blanco*. Sagarpa-INP, México, pp. 143-154.

Martínez-Palacios, C.A., E. Barriga-Tovar, J.F. Taylor, G. Ríos-Durán y L.G. Ross. 2002. Effect of temperature on growth and survival of Chirostoma estor estor, Jordan 1879, monitored using a simple video technique for remote measurement of length and mass of larval and juvenile fishes. *Aquaculture* **209**:369-377.

Martínez-Palacios, C.A., M.G. Ríos Durán, A. Campos-Mendoza, M. Toledo Cuevas, M.C. Aguilar Valdez *et al.* 2003. Desarrollo tecnológico alcanzado en el cultivo del pez blanco de Pátzcuaro, en P. Rojas Carrillo (ed.), *Historia y avances del cultivo de pescado blanco*. Sagarpa-INP, México, pp. 169-190.

Martínez-Palacios, C.A., J. Comas-Morte, J.A. Tello-Ballinas, M. Toledo-Cuevas y L.G. Ross. 2004. The effects of saline environments on survival and growth of eggs and larvae of *Chirostoma estor estor* Jordan 1880 (Pisces: Atherinidae). *Aquaculture* **209**:369-377.

Martínez-Palacios, C.A., L.G. Ross, I. Racotta-Dimitrov, M. Ríos Durán, E. Palacios Metchenov *et al.* 2006. Advances in applied research for the culture of Mexican silversides (Chirostoma, Atherinopsidae). *Biocell* **30**: 137-148.

Mata-Rosas, M., A. Jiménez-Rodríguez y V.M. Chávez-Ávila. 2006. Somatic embryogenesis and organogenesis in *Magnolia dealbata* Zucc. (Magnoliaceae), an endangered, endemic Mexican species. *HortScience* **41**:1325-1329.

Matamoros-Hidalgo, Y. 2004. In situ conservation programmes of Latin American and Caribbean zoos, en Cooperation between zoos in in situ and ex situ conservation. *World Association of Zoos & Aquariums Magazine* **4**:8-11.

Maunder, M., E.O. Guerrant Jr., K. Havens y K.W. Dixon. 2004. Realizing the full potential of ex situ contributions to global plant conservation, en E.O. Guerrant Jr., K. Havens y M. Maunder (eds.), *Ex situ plant conservation: Supporting species survival in the wild*. Society for Ecological Restoration International, Center for Plant Conservation-Island Press, Washington, D.C., pp. 389-418.

McPhee, M.E., y E.D. Silverman. 2004. Generations in captivity increases behavioral variance: Considerations for captive breeding and reintroduction programs. *Biological Conservation* **18**:71-77.

Norstog, K.J., y T.J. Nicholls. 1997. *The biology of the cycads*. Cornell University Press, Ithaca.

Ortega-Larrocea, P., M.V. Chávez y R. Bye. 1997. Micropropagación y establecimiento *ex vitro* de *Cosmos atrosanguineus* (Hook.) A. Voss. en el Jardín Botánico del Instituto de Biología de la UNAM. *Amaranto* **10**:1-9.

Raloff, J. 1995. Caste-off orangs: Controversy surrounds implications of a hybrid label. *Science News* **147**:184.

Ramírez-Lemus, M. 2003. ¿Qué es un zoológico?: percepciones y conocimientos de niños de 6º grado de primaria de la ciudad de Morelia, Michoacán. Tesis de licenciatura, Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, México.

Rodiles-Hernández, R. 2001. Estudio de la comunidad de peces del río Lacanjá, Chiapas, México. Tesis de doctorado, UNAM, México.

Rodríguez-Acosta, M. (ed.) 2000. *Estrategia de conservación para los jardines botánicos mexicanos, 2000.* Asociación Mexicana de Jardines Botánicos, A.C., México.

Ross, L.G., C.A. Martínez-Palacios, M.L. Rodríguez de Sousa y A. Campos-Mendoza. 2006. Darwin Initiative and the silverside fish *Chirostoma estor estor*: A link between aquaculture, biodiversity, and rural livelihoods. *Biocell* **30**: 119-120.

Rubluo, A., V. Chávez, A.P. Martínez y O. Martínez-Vázquez. 1993. Strategies for the recovery of endangered orchids and cacti through in-vitro culture. *Biological Conservation* **63**:163-169.

Salcedo, C., y A. de Ávila. 2006. *La espina y el fruto*. Artes de México, México.

Santos Barrera, G., y A. García Aguayo. 2006. Evaluación mundial de anfibios y reptiles y su conservación en México. *Biodiversitas* **65**:12-15.

Semarnap. 1994. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-1994, que determina las especies y subespecies de flora y fauna silvestres, terrestres y acuáticas en peligro de extinción, amenazadas, raras y las sujetas a protección especial, y que establece especificaciones para su protección. *Diario Oficial de la Federación*, 16 de mayo de 1994.

Semarnat. 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2001, Protección ambiental - Especies nativas de México de flora y fauna silvestres - Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio - Lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*, 6 de marzo de 2002.

Semarnat. 2008. Sistema de Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre, en <*http://www.semarnat.gob.mx/gestionambiental/vidasilvestre/Pages/umas.aspx*> (consultado en mayo de 2008).

Sigler, L. 2001. La AZCARM y algunos de sus programas de conservación *ex situ* e *in situ* en México. Conferencia Magistral. Simposio sobre Fauna Silvestre, FMVZ, UNAM, XVIII Congreso de AZCARM y 3er Encuentro de UMAS, 7 a 10 de noviembre, Toluca.

Tudge, C. 1992. *Last animals at the zoo – How mass extinction can be stopped*. Island Press, Washington, D.C.

Universidad Autónoma Chapingo. 2006. Banco Nacional de Germoplasma Vegetal, en <*http://www.chapingo.mx/bagebage*> (consultado en octubre de 2006).

Villicaña Vázquez, F., y J. Morales Ventura. 2003. Experiencias en el cultivo del pescado blanco *Chirostoma promelas* en el Centro Acuícola Tizapán el Alto, Jalisco, en P.M. Rojas Carrillo y D. Fuentes Castellanos (coords.), *Historia y avances del cultivo de pescado blanco*. Sagarpa-INP, México, pp. 221-235.

Vovides, A.P. 2006. Aspectos curatoriales de un jardín botánico, en M. Lascuráin, O. Gómez, O. Sánchez y C.C. Hernández (eds.), *Jardines botánicos, conceptos, operación y manejo*. Asociación Mexicana de Jardines Botánicos, A.C., pp. 105-110.

Vovides, A.P., C. Iglesias, M. Pérez-Farrera, M. Vázquez-Torres y U. Schippmann. 2002. Peasant nurseries: A concept for an Integrated Conservation Strategy for Cycads in Mexico, en M. Maunder, C. Clubbe, C. Hankamer y M. Groves (eds.), *Plant conservation in the tropics, perspectives and practices*. Royal Botanic Gardens, Kew, RU, pp. 421-444.

Walter, K.S., y H.J. Gillet (eds.). 1998. *IUCN red list of threatened plants*. The World Conservation Union, Gland.

Wandeler, A.I., S. Capt, A. Kappeler y R. Hauser. 1988. Oral immunization of wildlife against rabies: Concept and first field experiments. *Review of Infectious Diseases* 10 Suppl. **4**:S649-S653.

WAZA. 2005. *Building a future for wildlife: The world zoo and aquarium conservation strategy*. World Association of Zoos & Aquariums, Berna.

WAZA. 2007. Animals WAZA virtual zoo Socorro Dove, en <*http://www.waza.org/virtualzoo/factsheet.php?id=217-003-041-005&view=Bucerotidae,%20Piciformes,%20Coraciiformes,%20Columbiformes*> (consultado en octubre de 2006).

Williams, E.S., S.L. Anderson, J. Cavender, C. Lynn, K. List *et al.* 1996. Vaccination of black-footed ferret (*Mustela nigripes*) × Siberian polecat (*M. eversmanni*) hybrids and domestic ferrets (*M. putorius furo*) against canine distemper. *Journal of Wildlife Diseases* **32**:417-423.

Woodroffe, G. 1981. *Wildlife conservation and the modern zoo*. Saiga Publishing, RU.

Wyse Jackson, P.S., y L.A. Sutherland. 2000. *Agenda Internacional para la Conservación en Jardines Botánicos*. Botanic Gardens Conservation International, Kew, Richmond, RU.

13 Planificación y desarrollo de estrategias para la conservación de la biodiversidad

AUTORES RESPONSABLES: Ignacio J. March • María de los Ángeles Carvajal • Rosa María Vidal • Jaime Eivin San Román • Georgita Ruiz
AUTORES DE RECUADROS: *13.1*, María de los Ángeles Carvajal • *13.2*, Carlos Aguirre, Alberto Lafón, Jürgen Hoth
REVISORES: Juan Bezaury-Creel • Arturo Gómez-Pompa • Susana Rojas González de Castilla

Contenido

Recuadros

March, I.J., M.A. Carvajal, R.M. Vidal, J.E. San Román, G. Ruiz *et al.* 2009. Planificación y desarrollo de estrategias para la conservación de la biodiversidad, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio.* Conabio, México, pp. 545-573.

Apéndices

Apéndice 13.1. *Principales actividades generales de una estrategia de conservación* / (CD 3)
Apéndice 13.2. *Ejercicios de planificación estratégica para la conservación que incluyen a México y que fueron analizados para este trabajo* / (CD 3)

Resumen

Este capítulo presenta un análisis general de las estrategias que se han utilizado en México para conservar su biodiversidad, con especial énfasis en los entornos de las áreas protegidas. Los autores revisan los antecedentes de la visión estratégica que se requiere para lograr la conservación efectiva de la biodiversidad en contextos de desarrollo complejos y se desglosa un marco conceptual de las estrategias genéricas de conservación. Para la elaboración de este capítulo se analizaron 95 ejercicios de planeación estratégica impulsados en los últimos 15 años para la conservación de la biodiversidad en México. Además, se determinan perspectivas para las nuevas estrategias de conservación que se requieren para hacer más eficiente la protección integral de la biodiversidad del país en contextos relacionados con el cambio climático global y con una mayor presión por el uso de los recursos naturales, incluyendo el agua. Los autores presentan conclusiones para continuar con una visión estratégica de costos y beneficios en los programas de conservación, y subrayan la necesidad de dar seguimiento a las estrategias de conservación en lo que a su implementación e instrumentación se refiere.

13.1 Introducción y marco conceptual

México es un país con una gran variedad de ambientes, fisiográfica y de climas, donde la diversidad biológica se encuentra distribuida en el territorio de manera heterogénea. En el país confluyen regiones biogeográficas, es centro de origen de especies domesticadas, y sitio de hibernación y paso para una gran cantidad de especies migratorias. Por otra parte, nuestro país enfrenta procesos de acelerada transformación, debido a las actividades económicas y sociales. Por tales razones se requiere una amplia gama de acciones para lograr la conservación de la biodiversidad, adecuadas a los contextos locales y que respondan a objetivos claros y metas alcanzables, lo que se ha definido como estrategias de conservación.

La planeación estratégica para la conservación ha sido abordada por distintas organizaciones, con el fin de lograr la mayor eficiencia en los programas y acciones de conservación (Miller y Lanou 1995). Esta condición implica hacer inversiones inteligentes para acciones más firmes y oportunas que afronten con eficacia las causas de afectación a la biodiversidad, buscando obtener los máximos resultados con los recursos disponibles que siempre serán limitados (Kristensen y Rader 2001). Es por esta razón que la planeación estratégica en la conservación es un proceso que debe efectuarse de manera periódica y en distintos niveles, ya sea con un enfoque regional, temático o bien sobre ecosistemas y especies de particular interés (Conservation International 2004).

Una buena parte de la planeación estratégica para la conservación se realiza para determinar las regiones, áreas o sitios prioritarios para ser conservados, así como la manera más efectiva de poder implementar actividades clave que se traduzcan en soluciones reales a las muy complejas y dinámicas problemáticas que intervienen en la relación entre desarrollo y conservación. Para lograr la implementación e instrumentación efectivas de las diversas acciones de una estrategia es fundamental realizar un detallado análisis de actores utilizando diversos enfoques como el temático, el geográfico o el sectorial. Distintas organizaciones dedicadas a la conservación de la biodiversidad en México conducen sus acciones con base en planes estratégicos, buscando lograr el mayor impacto posible a favor de la biodiversidad y de los procesos ecológicos que la sostienen.

Si bien las áreas protegidas aún constituyen la médula espinal de la estrategia global de conservación de la biodiversidad, estas no lograrán su propósito en el largo plazo si no se avanza de manera simultánea en mejorar el manejo de los recursos naturales en el entorno donde se encuentran, así como en generar procesos de consumo y producción más sustentables. Uno de los mayores retos de conservación en México y en el resto del mundo es lograr la aplicación de mejores prácticas y principios sustentables de desarrollo en las urbes y poblados, y en las zonas agrícolas, pecuarias, industriales y turísticas, mediante los cuales se sustenten y promuevan prácticas de uso de recursos de bajo impacto. Para lograrlo, es fundamental crear condiciones favorables en los entornos político, social y productivo que influyan sobre las áreas protegidas y sobre los ecosistemas que las interconectan.

Tomando como guía el contenido de la estrategia global para la biodiversidad (WRI, UICN y PNUMA 1992), se pueden definir los principales componentes de una estrategia de conservación, sus objetivos y una lista genérica de oportunidades para la conservación de la biodiver-

sidad que resulta útil para percibir el alcance que debe tener una estrategia de conservación, ya sea nacional, regional o incluso temática (apéndice 13.1, en el CD 3).

13.2 Estrategias de conservación en México

13.2.1 La Estrategia Nacional sobre Biodiversidad

Desde el año 2000 y hasta este momento está vigente y en práctica la Estrategia Nacional sobre Biodiversidad de México, impulsada por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio), que fue elaborada mediante el análisis de estudios e inventarios, así como talleres de consulta y con base en los resultados de proyectos e investigaciones (Conabio 2000). La preparación de la estrategia fue emprendida en respuesta a los compromisos adquiridos por el gobierno de México como signatario del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB). Esta estrategia define cuatro grandes líneas que dan lugar a más de 22 grupos de acciones orientadas a la conservación de la biodiversidad del país, y constituye el documento rector de las políticas públicas en esta materia.

Por otra parte, por medio de numerosos talleres de expertos y especialistas en biodiversidad, la Conabio generó catálogos de las regiones terrestres, marinas e hidrológicas que son prioritarias para la biodiversidad mexicana y que sin duda constituyeron una primera aproximación para determinar áreas de importancia (Arriaga *et al.* 1998, 2000a, b).

13.2.2 Las estrategias estatales de conservación

La implementación paulatina de la estrategia a escala nacional se ha instrumentado, por un lado, mediante la generación de políticas públicas y programas del gobierno federal principalmente a cargo de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat) y las instan-



Figura 13.1 Entidades federativas que están preparando o cuentan con una estrategia estatal de conservación. Fuente: Conabio (2008).

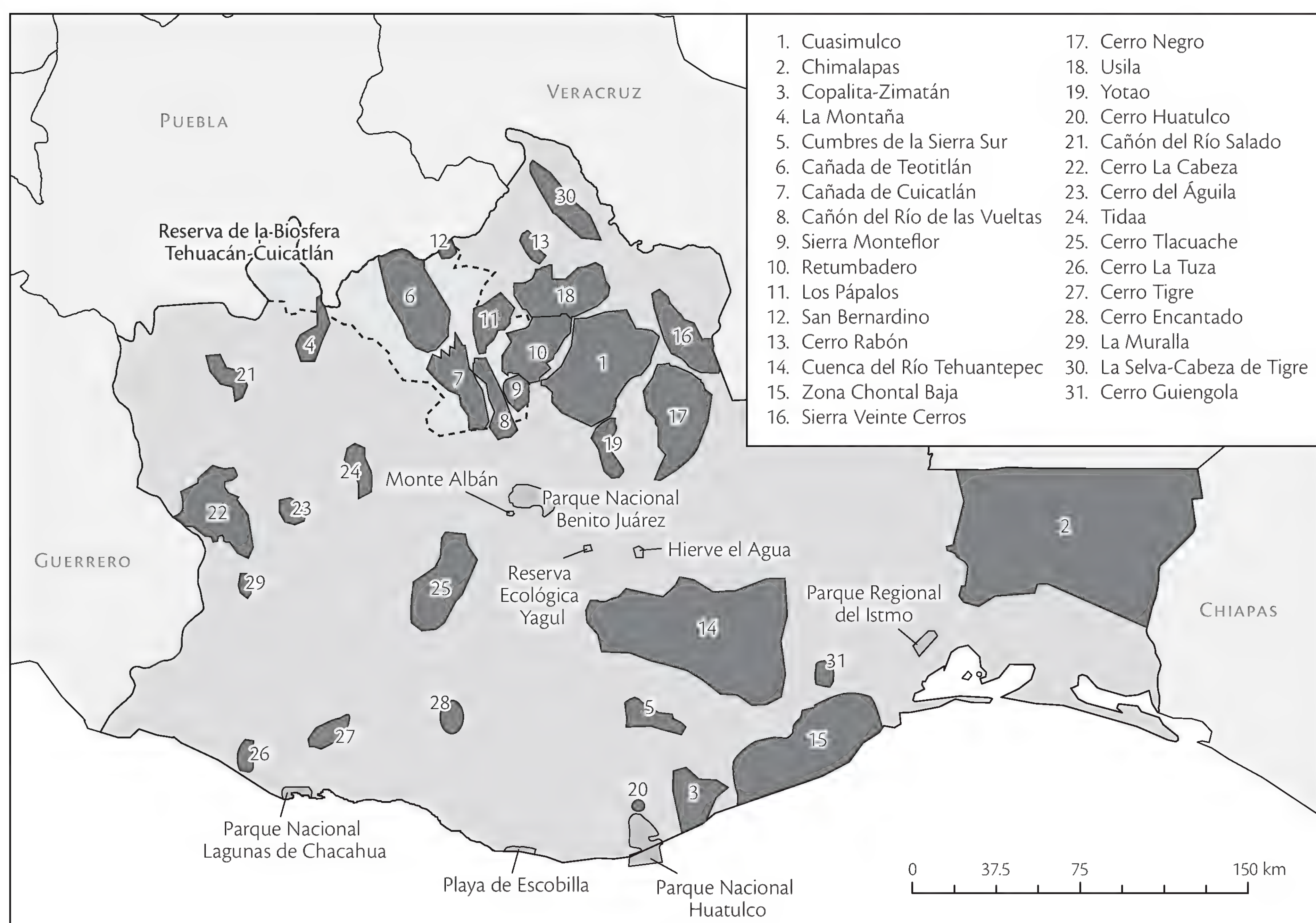


Figura 13.2 Mapa de las áreas naturales prioritarias para la conservación en Oaxaca. Fuente: Instituto Estatal de Ecología de Oaxaca (2004).

cias del sector: la Comisión Nacional Forestal (Conafor), el Instituto Nacional de Ecología (INE), la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (Profepa), la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Conanp) y la CONABIO, pero también con el diseño de estrategias estatales de biodiversidad en procesos impulsados por la propia CONABIO y que involucran a los principales actores de la conservación en los estados.

Hasta finales de 2008, son 13 las entidades federativas que han publicado sus estrategias para la conservación de la biodiversidad (CEAMA y CONABIO 2003; CONABIO, SUMA y Sedagro 2007) o bien las están desarrollando con el apoyo de la CONABIO[1] y de diversas instituciones académicas y organizaciones civiles; actualmente se encuentran en desarrollo las estrategias de Aguascalientes, Campeche, Chiapas, Chihuahua, Colima, Estado de México, Jalisco, Puebla, Quintana Roo, Veracruz y Yucatán (Fig. 13.1).

La estrategia del estado de Morelos ha sido oficialmente adoptada por acuerdo del Congreso del estado y el documento base ya fue publicado (CEAMA y CONABIO 2003). Por su parte, el gobierno de Michoacán, por medio de la Secretaría de Medio Ambiente y Urbanismo (SUMA) del estado, con el apoyo de la CONABIO desarrolló su Estrategia para el uso y conservación de la biodiversidad en Michoacán (CONABIO, SUMA y Sedagro 2007).

La Universidad Autónoma de Querétaro, en colaboración con la Semarnat y la Conanp, trabaja actualmente en la Estrategia para la conservación de la biodiversidad en el estado de Querétaro. Las estrategias del Estado de México, Coahuila y Quintana Roo igualmente están en proceso de ser terminadas para su implementación.

Otros estados, como por ejemplo Oaxaca (Fig. 13.2), han identificado en su interior las áreas que están consideradas de la más alta prioridad para ser conservadas (Instituto Estatal de Ecología de Oaxaca 2004).

El estado de Michoacán actualmente está planteando un sistema de áreas naturales protegidas estatales utili-

zando el criterio de las especies indicadoras y especies "paraguas", como el caso del jaguar. Por su parte, el estado de San Luis Potosí está buscando promover un corredor biológico entre la sierra del estado de Tamaulipas y el área protegida de la Sierra Gorda en Querétaro, con el fin de garantizar un corredor biológico que permita el movimiento de los jaguares entre estas dos regiones.

13.2.3 Estrategias regionales, ecosistémicas y para la conservación de especies de interés

Adicionalmente a los esfuerzos de conservación orientados a establecer nuevas áreas naturales protegidas (ANP) y a mejorar el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (Sinap), en los últimos años se han diseñado estrategias de conservación que se enfocan sobre regiones con complejos paisajes naturales y socioeconómicos, sobre ciertos tipos de ecosistemas o para la conservación de especies críticas o prioritarias.

Una de las estrategias más relevantes para la conservación tanto dentro como fuera de las áreas protegidas que ha implementado el gobierno federal, por medio de la Semarnat y la Conanp, son primeramente los Programas de Desarrollo Regional Sustentable (Proders) y ahora los Programas de Conservación para el Desarrollo Sostenible (Procodes). Con ellos se ha buscado promover el desarrollo con criterios de sustentabilidad y con el fin de contribuir a frenar el deterioro ambiental y de articular las políticas de conservación con las enfocadas a mejorar el nivel de vida de los pobladores. En muchas ocasiones, estos programas han estado dirigidos a las periferias y zonas de influencia de las áreas protegidas (Semarnap 2000). De hecho, actualmente estos programas son implementados por la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas para disminuir la presión hacia las reservas, parques nacionales y demás áreas protegidas. En 2005, la Conanp invirtió a través de los Proders 113 millones de pesos que favorecieron labores de conservación dentro y en la periferia de 30 ANP (Conanp y UNAM 2006). La Semarnat también utiliza el Programa de Empleo Temporal (PET) para promover, alrededor de áreas prioritarias para la conservación y de las propias áreas protegidas, el desarrollo en las zonas rurales e incrementar esfuerzos de conservación dentro y fuera de las áreas protegidas apoyando labores de reforestación, prevención y combate a incendios forestales, rehabilitación de infraestructura, etc. (Semarnat 2004). Actualmente hay un debate importante que surge de varias evaluaciones independientes que incluyen los Proders. Si bien la crítica reconoce que es un subsidio importante y necesario, señala que debe estar basado en criterios de sustentabilidad claros y estrictamente observados, además de crear mecanismos que eviten caer en el clientelismo.

Otra importante estrategia es la dirigida al manejo costero integral (Moreno-Casasola *et al.* 2006), a la cual se le ha dado un enfoque municipal y en la que se incluyen todos los aspectos conceptuales, legales, de roles institucionales y de acciones específicas.

Estrategias de enfoque geográfico o regional

Diversas organizaciones no gubernamentales, grupos del sector civil y de la academia han elaborado múltiples ejercicios de planeación y estrategias orientadas a la conservación, que sin duda han sido una importante contribución y que han permitido inversiones mejor orientadas, así como información fundamental para conocer el estado y dinámica de la biodiversidad en México. La planeación ha ocurrido desde un nivel global, hasta uno local, pasando por las escalas continental, subcontinental (Morgan *et al.* 2005), nacional y regional.

Cabe mencionar que muchos de estos procesos de planeación han sido efectuados con rigurosos métodos científicos siempre que existe la información disponible para ello, y cubriendo estrictos estándares de calidad de la información y de los análisis (Groves *et al.* 2000); es importante reconocer que cuando la información es escasa o incompleta, se requiere considerar la opinión de expertos. La gran mayoría de las estrategias y evaluaciones ecorregionales involucran a los principales actores que están participando en la conservación de la biodiversidad y en el desarrollo en una u otra región, por lo que son completamente participativos. Tal es el caso de los procesos de planificación ecorregional que organizaciones como World Wildlife Fund (WWF) y The Nature Conservancy (TNC) han promovido mediante muy diversas organizaciones de conservación e investigadores en todo el país (Fig. 13.3). En este sentido, actualmente se desarrolla el Plan ecorregional del centro y occidente de México, el cual podría estar terminado a fines de 2008 (Pronatura México y TNC 2007).

La mayor parte de los ejercicios de planeación ecorregional han estado enfocados en las regiones continentales del país, los menos se han concentrado en las ecorregiones marinas, sobresaliendo los ejercicios realizados para la región del Golfo de California, en el noroeste del país.

Existen importantes ejercicios de planeación estratégica para la conservación de la selva zoque que es com-

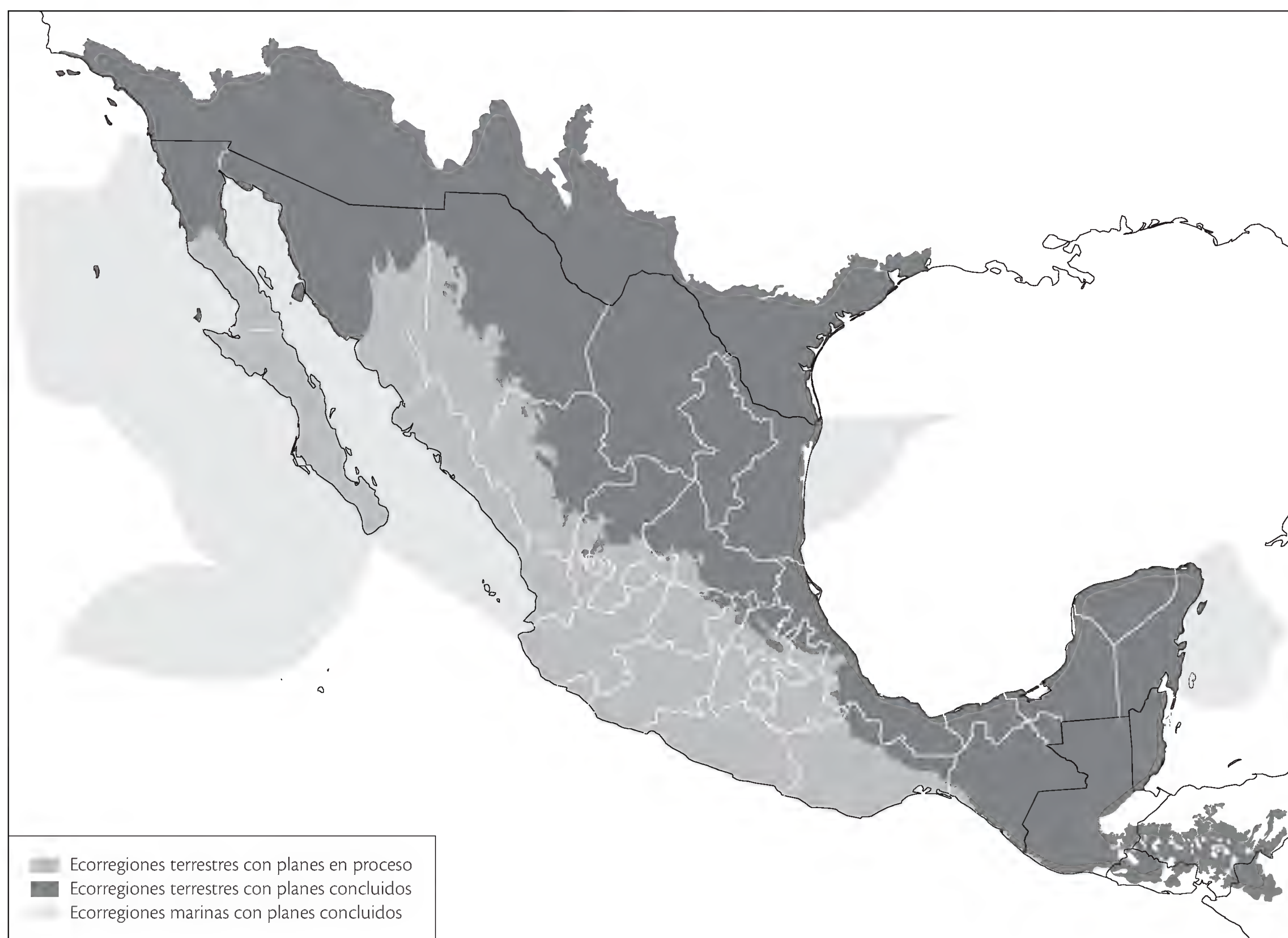


Figura 13.3 Ecorregiones terrestres y marinas con planes en proceso y concluidos.
Fuentes: Dinerstein *et al.* (2000); Cobi y TNC (2005); Marshall *et al.* (2000, 2004); Secaira *et al.* (2005); TNC (2002).

partida entre los estados de Oaxaca, Chiapas y Veracruz (Pronatura-Chiapas *et al.* 2004); Marismas Nacionales en Nayarit (FMCN), y la Selva Lacandona (Conservation International 2000) (cuadro 13.1). Algunas regiones han sido sujetas a ejercicios de planeación consecutivos, conforme se cuenta con más y mejor información. Tal es el caso del Sistema Arrecifal Mesoamericano (Kramer y Kramer 2002), sobre el que ahora se desarrolla un plan ecorregional, o del Golfo de California, que en 2001 fue analizado mediante un sólido ejercicio de priorización (Coalición para la Sustentabilidad del Golfo de California 2001) (recuadro 13.1), que después fue refinado en una evaluación ecorregional (Comunidad y Biodiversidad, A.C. 2005) (Fig. 13.4, en el (CD 3)).

Otros planes estratégicos de conservación con expresión geográfica han sido los realizados sobre la Península de Baja California (Enríquez-Andrade y Danemann 1998), la costa de Veracruz (Peresbarbosa 2005), la costa norte del Golfo de México (TNC 2002) y toda la zona costera de México (INE 2000a).

Los ordenamientos ecológicos terrestres y marinos (OET y OEM), que son un importante instrumento de la política ambiental, son promovidos por el gobierno federal en diversas regiones del país y constituyen potencialmente una excelente plataforma para instrumentar estrategias de conservación planificadas con métodos sólidos y con la participación de expertos y conocedores de la región (Semarnat 2008). Los ordenamientos ecológicos debieran ser la herramienta central para implementar los esfuerzos de conservación en los distintos espacios geográficos. Para el Golfo de California ya ha sido publicado el acuerdo que establece su plan de ordenamiento ecológico con el fin de regular las actividades humanas y tratar de conciliar el desarrollo y la conservación (Semarnat 2006); a este plan de ordenamiento se le ha dado un cercano seguimiento para su implementación.[2] Es aquí im-

Cuadro 13.1 Fases metodológicas utilizadas en el desarrollo de la Estrategia Conjunta para la Conservación de la Biodiversidad de la Selva Lacandona, Siglo XXI

Fase	Descripción
A	Determinación de una visión colectiva sobre la Selva Lacandona
B	Construcción de escenarios potenciales
C	Determinación de las principales amenazas y factores de presión para la biodiversidad regional
D	Identificación de áreas críticas o vulnerables y localidades prioritarias para la conservación
E	Identificación y análisis de actores y de sus capacidades
F	Determinación de oportunidades de conservación, alternativas de intervención y perfil de proyectos prioritarios
G	Definición de proyectos de conservación de alta prioridad
H	Estrategia de financiamiento de proyectos y obtención de recursos para la conservación

Fuente: Conservation International (2000).

Recuadro 13.1 Síntesis de los ejercicios de planeación estratégica desarrollados para la conservación y el desarrollo sustentable de la región del Golfo de California

María de los Ángeles Carvajal

Una de las acciones conjuntas más importantes en la región Golfo de California, para establecer bases científicas sólidas y así identificar prioridades y estrategias de conservación, la desarrolló la Coalición para la Sustentabilidad del Golfo de California mediante un proceso de planeación estratégica y un taller realizados durante 2000 y 2001, respectivamente. En estos participaron 180 especialistas de distintas disciplinas provenientes de 67 instituciones diferentes. Durante el proceso, que fue ampliamente participativo, se buscó integrar la mayor cantidad de información acerca de la biodiversidad, procesos ecológicos y socioeconómicos que ocurren en la región, para lograr identificar las áreas prioritarias para la conservación (Fig. 13.5a), así como sus posibles amenazas y zonas de conflicto potenciales (Coalición para la Sustentabilidad del Golfo de California 2001).

La metodología de análisis privilegió el consenso e integración de información proveniente de expertos nacionales e internacionales, al realizar los siguientes pasos: *1*] trabajo independiente y a la vez coordinado de equipos de trabajo para integrar toda la información disponible por grupos taxonómicos y en aspectos socioeconómicos; *2*] un taller de trabajo para identificar las áreas de importancia biológicas en la región, y para analizar espacialmente la presión antropogénica sobre la biodiversidad y el incremento potencial de conflictos, y *3*] la integración y el análisis espacial de los resultados por medio de un sistema de información geográfica. El análisis estuvo basado en inventarios de más de 12 000 especies registradas para la región (Enríquez-Andrade *et al.* 2005).

Con el fin de ilustrar la trascendencia de los trabajos de la coalición, baste señalar que la información generada ha sido una base importante para varios esfuerzos de conservación en el Golfo de California; ejemplos de ello son: la Alianza para la Sustentabilidad del Noroeste Costero Mexicano (Alcosta), que entre otras cosas se basó en esta información para indicar las áreas prioritarias a conservar y acotar en el proyecto regional turístico Escalera Náutica (ahora Mar de Cortés). También ha sido una base relevante para el establecimiento de seis nuevas áreas naturales protegidas (ANP), como son los casos del Archipiélago de San Lorenzo, San Pedro Mártir, Islas Marietas, y Bahía de los Ángeles, Marismas Nacionales y Espíritu Santo. Así también, la información fue utilizada para el proceso de Ordenamiento Regional Marino del Golfo de California dirigido por la Semarnat, el cual inició en 1997 con recopilación de información y que a manera de acuerdo ha sido publicado en el *Diario Oficial de la Federación* (Semarnat 2006), y se espera que derive en un primer marco de políticas generales de ordenamiento.

Como un caso de análisis, entre 2004 y 2005 las organizaciones civiles Comunidad y Biodiversidad (Cobi) y The Nature Conservancy (TNC) llevaron a cabo un ejercicio de planeación ecorregional para la conservación marina en el Golfo de California y la costa occidental de Baja California Sur. Este ejercicio procesó nueva información, junto con la

anteriormente trabajada por la Coalición, conjuntándose una nueva base de datos de más de 45 000 registros geográficos de especies, ecosistemas, procesos biofísicos y de uso humano. Una de las herramientas de análisis utilizadas fue el programa Marxan, con el cual se identificaron 54 sitios prioritarios, los cuales representan 14% de la superficie marina del Golfo de California (Ulloa *et al.* 2006).

Aunque el análisis de la Coalición y el de Cobi-TNC utilizaron diferentes métodos, es fácil apreciar las grandes coincidencias en resultados, pudiéndose decir que se complementan. Los resultados de estos análisis identificaron áreas prioritarias para la conservación muy similares (Fig. 13.5a, b). Al observar ambos mapas, son evidentes dos tendencias importantes. Por un lado, las áreas prioritarias se distribuyen principalmente hacia las zonas costeras, y por otro, las áreas prioritarias conforman subregiones (o *clusters*) que pudieran indicar conectividad entre áreas vecinas.

portante señalar los valiosos avances que se han conseguido en diversos ordenamientos territoriales comunitarios que han sido promovidos en diversas zonas del país (Anta *et al.* 2006).

Estrategias con enfoque temático

La conservación y el manejo de los recursos naturales requiere estrategias diversas con enfoques multidisciplinarios. Por tal razón diversos grupos de trabajo han elaborado estrategias temáticas que proponen diferentes enfoques y alcances para mejorar su aplicación y sus efectos.

Algunas de las estrategias existentes son: la Estrategia Nacional de Ecoturismo para México (Sectur 1994), que establece los lineamientos para la concertación, coordinación y planeación de la actividad en México, así como para la construcción y diseño y la integración de contenidos educativos en la experiencia ecoturística. La Estrategia Nacional de Educación Ambiental (Semarnat y Cecadesu 2006) fue elaborada a partir de diversos talleres regionales efectuados en distintas partes del país en los últimos 10 años.

Durante ese lapso se han elaborado también diversas estrategias de educación ambiental de nivel nacional y regional, así como otras que se han enfocado a importantes temas de conservación en el ámbito nacional (González Gaudiano *et al.* 1995). Tal es el caso de la Estrategia para el Manejo Ecológico del Fuego, que actualmente la Comisión Nacional Forestal (Conafor), en colaboración con el Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza (FMCN), The Nature Conservancy (TNC) y el Servicio Forestal de Estados Unidos (USFS), desarrollan para avanzar en el manejo del fuego, tanto para regularizar los regímenes naturales de fuego a los que están adaptados diversos ecosistemas, como a la prevención y control eficiente de los incendios que afectan a los ecosistemas no adaptados. Esta estrategia contempla el diseño de políticas públicas y su instrumentación en reglamentos y normas, la formación de recursos humanos, el desarrollo de trabajos técnicos y la elaboración y aplicación de planes de manejo del fuego.

Una estrategia de conservación que influye sobre una actividad productiva es la enfocada a la pesca del camarón en el Golfo de California. La riqueza biológica de esta región marino-costera se refleja en las actividades pesqueras que ahí se realizan, las cuales aportan aproximadamente 50% de las capturas del país (Carvajal *et al.* 2004). La pesquería más importante por los aportes económicos y generación de empleo es la de camarón, la cual contribuye con 43% del valor total de las capturas nacionales (Calderón *et al.* 2006). Desde los años 30 la pesca del camarón ha barrido los fondos arenosos con las redes de arrastre de fondo para la extracción de camarón (Robles y Carvajal 2001), lo cual ha causado la mortalidad anual de más de 200 000 toneladas de más de 400 especies, muchas de ellas en estadios juveniles, con la consecuente pérdida de especies comerciales. Quizás lo más importante es el profundo cambio en la estructura de la cadena alimentaria en los sitios en que estas redes operan. Conservation International trabajó durante 10 años para definir una estrategia que minimizara los impactos negativos de esta pesquería, siendo las partes medulares de la misma las siguientes: *1*] Retirar 50% de las embarcaciones; *2*] establecer los mecanismos legales para evitar que el esfuerzo pesquero vuelva a incrementarse; *3*] incluir en los equipos de pesca las modificaciones tecnológicas que disminuyan la captura incidental hasta en 65% y reduzcan los impactos físicos al fondo marino, y *4*] establecer zonas de no pesca, para favorecer el fortalecimiento de especies (García y Gómez 2005).

Estrategias con enfoque en ecosistemas

Algunas de las estrategias regionales también responden al interés de contribuir a la conservación de ambientes y ecosistemas específicos, tales como la Iniciativa Conjunta para el Desierto de Sonora (Sonora Desert Joint Venture) que es una estrategia binacional, o la descrita para la conservación de los pastizales del Desierto Chihuahuense (recuadro 13.2). En este sentido, uno de los ecosistemas con mayor amenaza en el país son los bosques mesófilos de montaña en condición primaria que se distribuyen de manera aislada, ocupan menos de 0.5% del territorio nacional (véase el capítulo 2 de este volumen) y representan importantes sitios para la captación de agua y regulación local del clima. En 1999, Pronatura Chiapas, el World Conservation Monitoring Centre y la Conabio convocaron al taller nacional para la integración de la Estrategia de Conservación de los Bosques de Niebla de México, a partir de lo cual se estableció una red nacional de intercambio y contactos (wcmc 1999).

Otro ejemplo es la integración del Plan de Conservación de los Bosques de Pino-Encino de Centroamérica

Recuadro 13.2 Hacia una estrategia para la conservación de pastizales del Desierto Chihuahuense

Carlos Aguirre • Alberto Lafón • Jürgen Hoth

La gran importancia biológica del Desierto Chihuahuense ha sido reconocida por diversas organizaciones (Pronatura Noreste, *et al.* 2004). Aproximadamente 20% de esta ecorregión está cubierta por pastizales y estimaciones recientes indican que 90% de la superficie de los mismos presentan un deterioro de moderado a extremo, evaluado en términos de estabilidad del suelo, integridad biótica y funcionalidad hidrológica (Alicia Melgoza, com. pers.).

Adicionalmente, información sobre el cambio climático global (Houghton *et al.* 2001) sugiere una alta probabilidad de que la persistente sequía de los últimos 12 años aumente en su severidad en los próximos 50 años resultando en un posible recambio de 40% de la avifauna y mastofauna del Desierto Chihuahuense, una de las regiones más vulnerables a dichos cambios climáticos (Peterson *et al.* 2002). Lo anterior destaca la importancia de establecer mecanismos que permitan mitigar el impacto de las actividades humanas actuales, así como establecer prácticas modernas que permitan adaptarnos a las nuevas realidades climáticas.

La Estrategia para la Conservación de los Pastizales del Desierto Chihuahuense (Ecopad) es una iniciativa de base estatal y multisectorial que busca establecer un mecanismo de cooperación en la región con objeto de enfrentar de manera eficaz los crecientes retos ambientales, sociales y económicos. Además de promover el uso sustentable de los pastizales para el beneficio de las poblaciones humanas, es igualmente fundamental conservar este ecosistema por los servicios ecológicos que presta, como la captación de agua, y por ser el hábitat de numerosas especies silvestres nativas y migratorias compartidas en todo el continente.

La interdependencia de los procesos ecológicos con los económicos y sociales, obligan al acuerdo dentro de los estados y entre estos para asegurar el uso sustentable y el cuidado de los recursos de la región. Por ello, en el marco del Tercer Simposio Internacional de Pastizales celebrado en Chihuahua en agosto de 2006 se realizó el primer taller como parte de esta estrategia, con un esquema de comunicación y coordinación entre los estados y entre las diversas organizaciones interesadas del Desierto Chihuahuense.

Esta estrategia está diseñada para que en todas sus fases de desarrollo se nutra de un proceso participativo, el cual permitirá identificar acciones prioritarias en los niveles estatal y regional desde el punto de vista legal, social, económico y ambiental para la conservación y uso de la biodiversidad de este ecosistema, así como establecer el papel de las diversas organizaciones interesadas.

Con base en diversas reuniones realizadas en México en los últimos cinco años y en experiencias similares en otros países (Gauthier *et al.* 2003) se consideran como punto de partida los siguientes cinco objetivos principales:

1] Mantener los pastizales del Desierto Chihuahuense en condición saludable
2] Mantener la riqueza biológica de los pastizales
3] Cuidar las últimas áreas bien conservadas de los pastizales
4] Promover la diversificación de las actividades productivas en los pastizales
5] Concientizar sobre la importancia de los pastizales y sus valores

Esta estrategia y el plan de acción asociado están siendo desarrollados actualmente bajo la coordinación general de The Nature Conservancy y la Universidad Autónoma de Chihuahua (Aguirre *et al.* 2007).

que se realiza de manera conjunta con organizaciones de México, Guatemala, Honduras, El Salvador y Nicaragua.

Otra de las regiones que ha sido objeto de diversas estrategias de conservación es la Selva Maya, que integra extensiones de selvas tropicales húmedas, cuyos hábitats son compartidos por México, Belice y Guatemala. Las dinámicas regionales en la Selva Maya, como la migración, los incendios y el tráfico de especies, están obligando a que los países y las instituciones compartan sus capacidades para enfrentar los retos compartidos.

En los últimos años, México ha dado un impulso importante a la identificación de sitios según la Convención Ramsar y a la identificación de humedales prioritarios. La Conanp promovió la formación del Comité Nacional de Humedales, así como la identificación y registro de humedales importantes para la Convención. De esta manera México ocupa el segundo lugar en el mundo con 65 sitios y 5 263 887 hectáreas bajo esta designación (Conanp y UNAM 2006).

Estrategias dirigidas a la conservación de la vida silvestre y sus hábitats

En el contexto de la Estrategia nacional para la vida silvestre (INE 2000b), la Semarnat ha diseñado planes estratégicos para diversos grupos de flora y fauna silvestre que no solo contemplan su conservación y manejo en la áreas protegidas sino en el contexto de todo el territorio nacional. Entre los instrumentos desarrollados por el gobierno mexicano se pueden mencionar los proyectos de recuperación de especies prioritarias conocidos como PREP, y las UMAS o Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre; actualmente la Conanp maneja los llamados programas de acción para la conservación de especies en riesgo (PACE), enfocados sobre la conservación de las llamadas especies prioritarias. En México se han establecido comités técnicos consultivos de conservación de vida silvestre y PREP para los siguientes grupos y especies: los psitácidos, los cocodrilos, el águila real, el berrendo, el borrego cimarrón, las cícadas, el lobo mexicano, el manatí, el oso negro y las tortugas marinas (INE 1999a-c, 2000c-h). A la fecha se han constituido 25 subcomités técnico-consultivos para diversas especies o grupos de especies con base en el acuerdo secretarial publicado en 1999, y que incluyen a las palmas, zamiaceas, cactáceas, tapir y pecarí de labios blancos, palomas de interés cinegético, guajolote silvestre, aves acuáticas, lagomorfos, vaquita marina, iguanas, ajolotes, jaguar, borrego cimarrón, pinnípedos, perrito llanero, cóndor de California, cirio y varias especies de delfines del género *Tursiops* (véase el capítulo 12 de este mismo volumen).

Sin embargo y a pesar de los esfuerzos de planeación estratégica plasmados en los PREP que han sido publicados, no se han otorgado los financiamientos para ejecutar programas de trabajo en coordinación con los grupos de especialistas. Una marcada excepción es el programa nacional de conservación de tortugas marinas que irónicamente no cuenta en la actualidad con un subcomité técnico consultivo, a pesar de que el programa oficial existe desde mediados de los años sesenta. Otra excepción es el programa de palomas de interés cinegético.

Las Unidades de Manejo y Aprovechamiento de Vida Silvestre pretenden promover el uso de poblaciones de vida silvestre de manera sustentable, mediante el manejo, reproducción en cautiverio, propagación de plantas y animales que son usados con fines comerciales. Las UMA se han desarrollado de mejor manera en el norte del país, donde se aplican a ranchos cinegéticos para ordenar la cacería deportiva; sin embargo, una de las principales debilidades es la dificultad de mantener la supervisión, la asistencia técnica y el seguimiento del manejo de las especies para evitar que se comercialicen individuos extraídos directamente del medio natural.

A partir de los acuerdos de cooperación internacional, se han realizado otras estrategias de conservación dirigidas a grupos de especies. En este sentido, la Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA) promovió el establecimiento de la Iniciativa para la Conservación de las Aves de Norteamérica (ICAN-NABCI), que busca la integración de estrategias de colaboración y cooperación entre los tres países para la conservación de áreas importantes para las aves y ha establecido un comité trinacional para el seguimiento de la misma. La ICAN permitirá establecer también estrategias de monitoreo de especies migratorias en el ámbito regional.

Asimismo la CCA ha apoyado la elaboración de estrategias de conservación regional para Norteamérica, para las siguientes especies: perrito de las praderas (*Cynomys ludovicianus*), aguililla real (*Buteo regalis*), tecolote llanero (*Athene cunicularia hypugaea*), pardela patirrosada (*Puffinus creatopus*), tortuga laúd del Pacífico (*Dermochelys coriacea*) y ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae*).

Otros ejercicios de planeación estratégica orientados a la conservación de vida silvestre son los enfocados sobre la guacamaya roja, *Ara macao cyanoptera* (Carreón *et al.*

2001; Íñigo y Enkerlin 2003; recuadro 11.1 del capítulo 11 de este volumen), las cotorras serranas *Rhynchopsitta pachyrhyncha* y *R. terrisi* en el norte de México, los felinos de la frontera entre México y Estados Unidos (Wilcox *et al.* 2005). Para la conservación de las aves en México se han elaborado importantes estrategias de conservación (Arizmendi 2003; Íñigo y Enkerlin 2003), que definen las áreas de importancia para la conservación de las aves (AICA), conocidas en inglés como IBA (Important Bird Areas), integrando esta red de sitios a la Red Mundial de IBA.

Ejemplos de otras especies endémicas de México —y muchas veces en peligro de extinción— que cuentan con estrategias de conservación o planes de recuperación son el del conejo de los volcanes o teporingo *Romerolagus diazi* (Fa y Bell 1990) y el de la vaquita marina *Phocoena sinus*, la marsopa endémica del Alto Golfo de California y en crítico riesgo de extinción (World Wildlife Fund 2001). Este esfuerzo cuenta con un seguimiento por parte del Comité Internacional para la Recuperación de la Vaquita (Cirva), conformado por investigadores de México y otros países, y cuenta también con la participación activa de pescadores, organizaciones conservacionistas y autoridades de los diferentes niveles de gobierno. Ante esa pluralidad participativa, durante 2005 y como parte de la estrategia para evitar la extinción de esta especie, se estableció su refugio y se formalizó el programa de recuperación de la especie, al tiempo que la Semarnat, en asociación con los gobiernos de los estados de Baja California y Sonora, instrumenta un programa para compensar a los pescadores afectados por la nueva reglamentación. Es necesario reconocer que pese a estos esfuerzos, la vaquita marina continúa actualmente en un estado verdaderamente crítico.

En el continente se elaboran estrategias de conservación que involucran especies que habitan en México y que en general están en grave peligro de extinción. Tal es el caso, por ejemplo, de los esfuerzos enfocados a la recuperación de las poblaciones de aguila arpía, *Harpia harpyja* (Carrillo *et al.* 2003). También se han diseñado en el ámbito continental importantes estrategias de conservación para el jaguar, *Panthera onca* (Sanderson *et al.* 2002a, b; Medellín *et al.* 2002), y para el cocodrilo americano, *Crocodylus acutus* (Thorbjarnarson *et al.* 2006).

Para el caso de la mariposa monarca, *Danaus plexippus*, se desarrolló una estrategia que promueve el desarrollo de la región donde se encuentran ubicadas las zonas que utiliza como refugio y sus áreas de influencia (Toledo 1999).

Es importante señalar aquí la participación y el importante papel que actualmente desempeñan diversas instituciones que se dedican a la conservación *in situ* en todo el mundo por medio del Conservation Biology Specialist Group (CBSG) de la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN); con dicha iniciativa se facilitan reuniones de planeación estratégica para desarrollar programas de conservación enfocados a especies, y en donde hay una importante participación de personas e instituciones que realizan conservación *ex situ* (p. ej. parques zoológicos, jardines botánicos, etc.).

En los programas de conservación de especies que afectan intereses económicos fuera de las áreas protegidas, por ejemplo de carnívoros como el jaguar o el puma, es esencial el establecimiento de mecanismos de compensación por las pérdidas que causan. En distintas partes de Latinoamérica se ha documentado el grado de daño causado por el jaguar (Hoogesteijn 2002; Sáenz y Carrillo 2002; Scognamillo *et al.* 2002), y queda claro que en algunos casos las pérdidas de animales domésticos por ataques de jaguar pueden ser compensadas al tiempo que se progresa en un manejo ganadero preventivo. En el caso de México cada vez es más necesaria la participación de la Confederación Nacional Ganadera y otras agrupaciones del ramo para desarrollar estrategias de conservación de estos depredadores para evitar al máximo el conflicto con la producción pecuaria.

Otras estrategias vinculadas a la conservación

En los últimos años han surgido estrategias con enfoques innovadores que buscan ampliar los esfuerzos de conservación hacia el exterior de las áreas protegidas, o por lo menos promover actitudes sociales y prácticas de producción y desarrollo más compatibles con la biodiversidad que existe en el territorio en el que están inmersas las ANP, tanto terrestres y costeras como marinas. Por ejemplo, el llamado "café de conservación" ha resultado ser una estrategia productiva que beneficia los bosques de niebla en la Sierra Madre del Sur de Chiapas y Oaxaca. La certificación de bosques sujetos a prácticas de manejo forestal sustentable son igualmente estrategias que promueven la conservación en extensas superficies fuera de las áreas protegidas y el mantenimiento o restauración de corredores. Son muy diversas las opciones para activar estrategias de tipo económico, fiscal y hacendario, y de ordenamiento que coadyuven a la conservación en paisajes agrícolas, urbanos e incluso industriales (Bowles *et al.* 1998; Conservation Finance Alliance 2001); no obstante,

estas opciones deben ser adicionales y no sustituyen los esfuerzos de conservación directa de los paisajes con integridad ecológica.

Otra de las estrategias de conservación fuera de las áreas protegidas es la enfocada a la preservación de los antecesores silvestres y las variedades domesticadas o razas criollas de los cultivos originados en México o cuyos centros de diversificación están en territorio nacional (p. ej. maíz, frijol, calabazas, chiles, jitomate, agaves, cacao, etc.; véanse los capítulos 7, 8 y 15 de este volumen). Buena parte de esta "biodiversidad domesticada" depende de prácticas y sistemas agrícolas tradicionales que por lo general se localizan fuera de reservas, parques nacionales y refugios, salvo algunas excepciones como el caso del teocinte (*Zea diploperennis*) en la Reserva de la Biosfera Manantlán en Jalisco, el del cacao en Montes Azules y los sistemas agrícolas tradicionales lacandones en Nahá y Metzabok, en Chiapas. Por esta razón es crucial que se mantengan e incrementen los esfuerzos de conservación en regiones indígenas que mantienen esta porción de la biodiversidad de México. En los últimos años, por medio de su programa de recursos biológicos colectivos (Larson y Neyra 2004), la CONABIO ha desarrollado importantes esfuerzos orientados a conservar la diversidad de numerosas plantas que son utilizadas por comunidades indígenas y campesinas dentro y fuera de diversas áreas protegidas.

La conservación de la biodiversidad en tierras privadas y comunitarias, incluyendo las llamadas servidumbres ecológicas (Rissman *et al.* 2007), es sin duda otra de las estrategias que han ido complementando de manera cada vez más importante la conservación por medio de las áreas protegidas de carácter público. No obstante, aunque frecuentemente estas áreas privadas o comunitarias dedicadas a la conservación protegen sitios que no necesariamente son prioritarios (Newburn *et al.* 2005), muchas veces dan cubrimiento a paisajes de valor para la biodiversidad, a sitios con presencia de especies endémicas o en peligro de extinción o al menos contribuyen de manera importante a la conectividad entre áreas conservadas, protegidas o no. Son varios los instrumentos legales disponibles en México para ampliar la red de áreas privadas y comunitarias (TNC y BIDA 2007), así como las guías para que estas sean manejadas de manera eficiente (Chacón 2004, 2005; Asociación Conservación de la Naturaleza 2007), por lo que se proyecta un crecimiento de este tipo de áreas de conservación en el país; no obstante, será esencial que los expertos en conservación y los científicos se vayan involucrando cada vez más en la planeación de la red de áreas de conservación privadas y comunitarias, de tal forma que se dé cubrimiento a sitios claramente prioritarios (Murphy y Noon 2007).

13.2.4 Patrones generales de las estrategias de conservación en México

Con el fin de tener una clara imagen de las tendencias que han tenido los ejercicios de planeación estratégica en nuestro país, para este trabajo se efectuó una compilación exhaustiva y una revisión de los ejercicios de planeación y estrategias formales que se han realizado de 1992 a la fecha y que están relacionados con la conservación de la biodiversidad.[3] Para este propósito se aprovecharon fuentes de información muy importantes como los trabajos de análisis de vacíos y omisiones de conservación en México (capítulo 16 de este volumen), que está siendo coordinado por la Conanp y la CONABIO (CONABIO *et al.* 2007a, b) en seguimiento a los compromisos adquiridos por México en la COP7 del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB), así como la síntesis compilada por Bezaury *et al.* (2000) entre otras fuentes. Si bien seguramente existen planes de conservación y estrategias no contempladas en este trabajo, esta compilación es una muestra representativa de los esfuerzos de planeación estratégica con enfoque de conservación y representa 95 ejercicios y estrategias (apéndice 13.2, en el CD 3). Los casos analizados incluyen 18 efectuados antes del año 2000 y 74 realizados entre 2000 y 2008.[4]

Como era de esperarse, las estrategias y planes enfocados a los ambientes continentales, ya sea propiamente terrestres como de aguas continentales predominan sobre los marino-costeros (Fig. 13.5), si bien sobre estos últimos son el Golfo de California y el Caribe las regiones que mayor atención han recibido. Esto puede explicarse por distintas razones pero en las que seguramente predominan su elevada significancia para la biodiversidad marina mexicana y también su importancia para las pesquerías y el turismo, entre otras.

De las 36 estrategias y planes orientados a la conservación de la fauna silvestre y su hábitat, que representan casi 40% del total de casos compilados, la gran mayoría se ha enfocado al grupo de los mamíferos (16%) y al de las aves (13%) (Fig. 13.6). Para muy diversos taxa que incluyen especies amenazadas o en peligro de extinción, no se detectaron ejercicios de planeación o estrategias formales para su conservación.

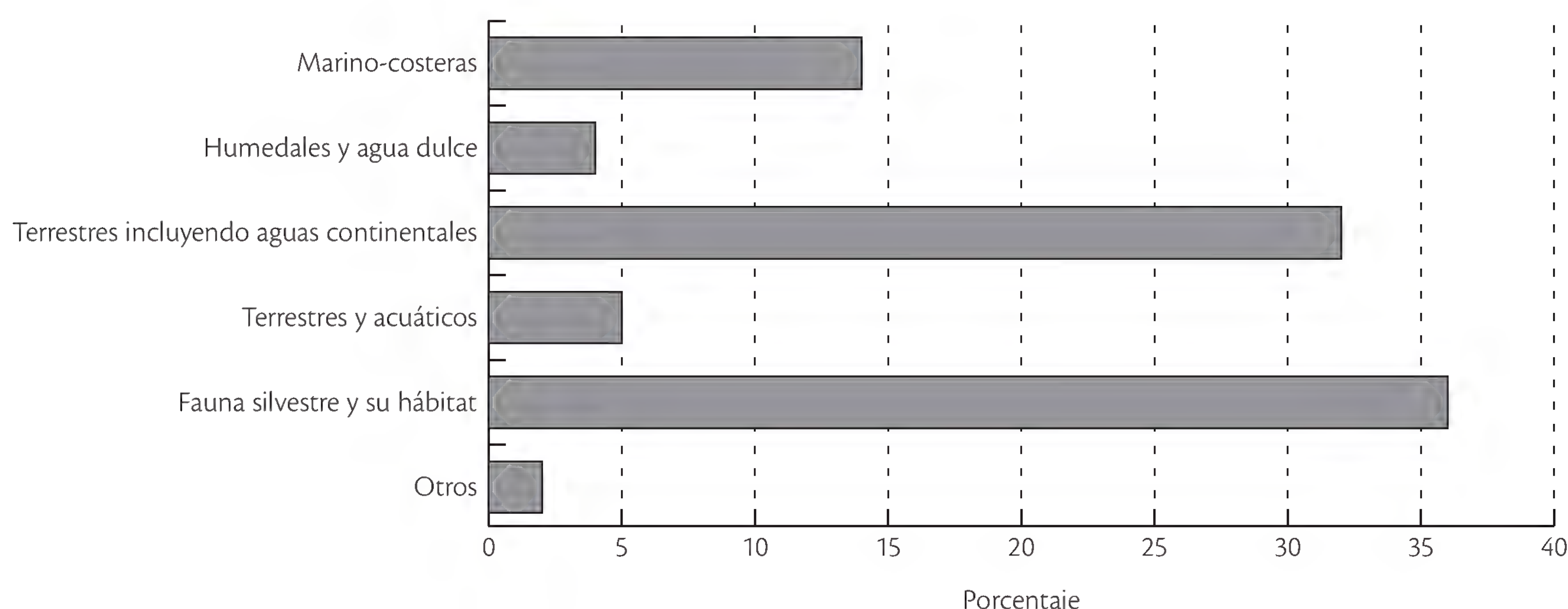


Figura 13.5 Distribución porcentual de los ejercicios y estrategias de conservación revisados.

13.3 Perspectivas de conservación

13.3.1 Procesos ecológicos y conectividad entre áreas de conservación

Se ha mencionado numerosas veces la alta prioridad que requiere el mantenimiento o restauración de ecosistemas que permitan la conectividad de los sitios y áreas de alta importancia para la biodiversidad; de ahí que para Mesoamérica se haya dado un amplio programa para impulsar una conectividad ecológica macrorregional (Miller *et al.* 2001). Sin esta conectividad, las poblaciones de la mayoría de las especies quedarán irremediablemente aisladas y por ello más vulnerables a procesos de extinción por diversos factores. Sin embargo, este principio de la conectividad ha continuado como un precepto casi puramente teórico que en pocas ocasiones se ha llevado a la práctica mediante el mantenimiento o restauración de microcorredores ecológicos en el paisaje productivo del México rural y urbano. Uno de los esfuerzos más relevantes es el del Corredor Biológico Mesoamericano.

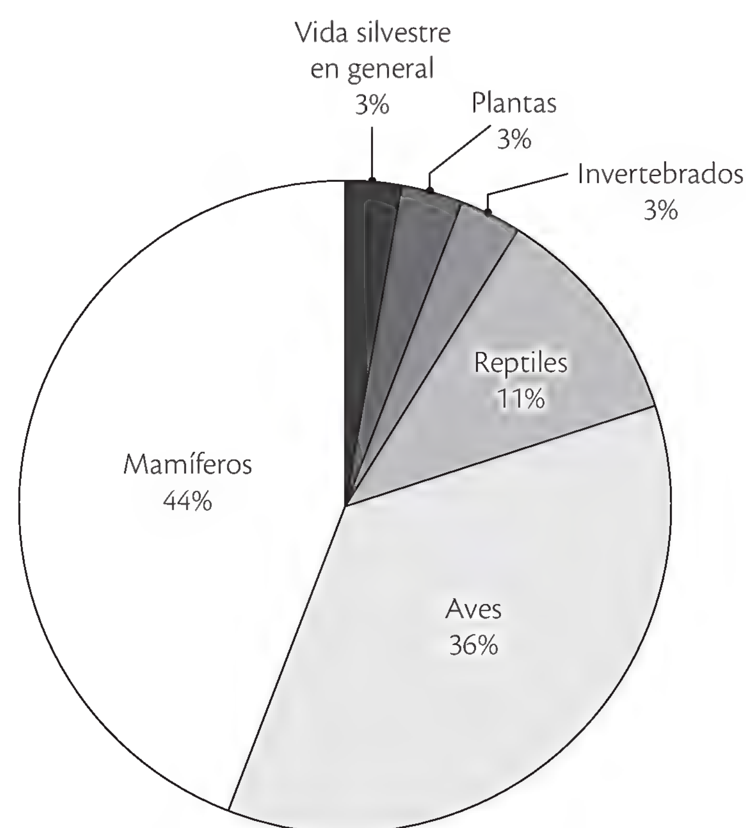


Figura 13.6 Distribución porcentual de los ejercicios y estrategias de conservación del grupo Fauna Silvestre y su Hábitat.

Por lo anterior, la conectividad entre las áreas de conservación es una estrategia crucial para conservar la biodiversidad y para contribuir a la viabilidad de los ecosistemas y especies en el mediano y largo plazos. El mantenimiento y la restauración de la conectividad de ecosistemas oficialmente protegidos o no, por medio de lo que se ha denominado corredores biológicos o corredores de conservación, es una estrategia de ordenamiento regional fundamental. En el ámbito regional, la iniciativa del Corredor Biológico Mesoamericano implementada en los países de Centroamérica y en el sureste de México, ha ido promoviendo el concepto de hacer los distintos usos del suelo más compatibles con la conservación de la biodiversidad; esta iniciativa promueve la conformación de paisajes productivos que faciliten el flujo de las especies de flora y fauna en diversas escalas.

No obstante, el concepto de corredores marinos o acuáticos está aún menos desarrollado y a la fecha apenas comienzan a darse iniciativas formales sobre la conectividad de ecosistemas marinos y de áreas marinas protegidas (Sala *et al.* 2002).

Los planes de ordenamientos territoriales (terrestres y marinos), la certificación de usos compatibles con la conservación, las zonas de exclusión y de usos restringidos, son algunos mecanismos a partir de los cuales los corredores biológicos pueden comenzar a llevarse a cabo.

La conectividad entre áreas protegidas y otras áreas de conservación es fundamental para permitir movimientos regulares de la fauna durante sus ciclos diarios de búsqueda de alimento, refugio, etc., movimientos estacionales migratorios, vínculos para cubrir ciclos de vida, recolonización y también como respuesta a las presiones en sitios perturbados (Dudley y Rao 2008).

Las áreas con vegetación en condición primaria se localizan predominantemente en la porción norte del país (INEGI 2005);[5] en esta región es en donde numerosos parches de más de 250 000 hectáreas permiten una conectividad física de continuidad a los ecosistemas protegidos y no protegidos en las sierras Madre Oriental y Occidental así como en la Península de Baja California. Si bien en el sureste de México son escasos los parches de vegetación conservada, sí existen algunos que dan conectividad fragmentada a importantes reservas de la biosfera (Fig. 13.7). En contraste, en el centro-norte, noreste y noroeste aún existen paisajes con vegetación en buen estado de conservación que conforman verdaderos corredores entre muchas de las áreas protegidas (Figs. 13.8 a 13.10).

Sin duda la iniciativa del Corredor Biológico Mesoamericano (CBM) merece mencionarse en este capítulo por su gran relevancia para la conservación de la biodiversidad de Centroamérica y el sur de México. Por medio de diversas estrategias, el CBM ha buscado fomentar prácticas de desarrollo sustentable y conservación para conseguir la conectividad de las áreas protegidas establecidas en toda la región, promoviendo paisajes productivos y diversificados que tengan una mayor compatibilidad con la biodiversidad (Corredor Biológico Mesoamericano 2005a, b, c) (véase Fig. 5.3 del volumen III). Si bien esta iniciativa ha tenido muchas dificultades para ser implementada en el terreno, el concepto es de la mayor importancia y una estrategia de este tipo fuera de las áreas protegidas podría expandirse al resto de México para conseguir o reforzar la conectividad de los ecosistemas ya protegidos o en buen estado de conservación.

Otra manera de visualizar el mantenimiento o la restauración de los ecosistemas, con la visión de lograr su conectividad, es considerar las poblaciones faunísticas migratorias. Tal es el caso de los humedales costeros en el Golfo de California, los cuales son sitios cruciales de alimentación, anidación y descanso para diversas aves migratorias de América del Norte (Carvajal *et al.* 2005). Esta serie de humedales constituyen un corredor biológico de dimensiones transfronterizas, el cual se encuentra en alto riesgo de perderse por recibir altos impactos negativos por depósito de desechos de localidades humanas aledañas, de granjas camaronícolas (90% del total de granjas en el país se encuentran en esta región), plaguicidas y fertilizantes provenientes de campos agrícolas, y por modificaciones significativas para el establecimiento de marinas u hoteles en el ramo turístico.

Por otra parte, mantener la conectividad para la permanencia de procesos ecológicos es crítico. Un ejemplo importante en el ámbito costero-marino, es la conectividad entre las lagunas costeras para la anidación y crianza de muchas especies marinas, y las zonas de fondos blandos de la plataforma continental del Golfo de California que es lugar de permanencia de muchas especies de fauna marina adulta. Por ello es de resaltar la importancia de la estrategia elaborada por Conservation International (García y Gómez 2005) y que actualmente está instrumentando la Comisión Nacional de Pesca y Acuacultura (Conapesca), para la reestructuración de la flota industrial de captura de camarón con una inversión aproximada de 64 millones de dólares. Al instrumentar la parte ambiental de dicha estrategia se pretende un cambio de tecnología pesquera que reduzca 65% de la captura incidental, y con el establecimiento de áreas de no pesca para la flota se permitirá una mejor conectividad y permanencia de los procesos ecológicos, reproductivos y migratorios entre los hábitats costero-marinos antes mencionados.

En los ambientes terrestres, organizaciones civiles como Pronatura Noreste llevan a cabo un programa de restauración de matorrales y pastizales en Chihuahua, Nuevo León y Tamaulipas en el que se utilizan diversas técnicas como el rodillo aerador[6] para favorecer la regeneración de las comunidades bióticas en ranchos privados que quieren contribuir a la conservación. Con esta y otras estrategias se promueve una ganadería mejorada que adicionalmente contribuye a la restauración del hábitat para muchas especies de la flora y fauna silvestres.

En México ya comienzan a utilizarse complejos algoritmos que están siendo aprovechados para modelar nichos potenciales para las especies de interés, por ejemplo GARP[7] (Stockwell y Noble 1992), así como algoritmos de optimización (p. ej. Marxan) que permiten determinar las áreas de hábitat más viables para ser conservadas o que resultan más convenientes para dar conectividad

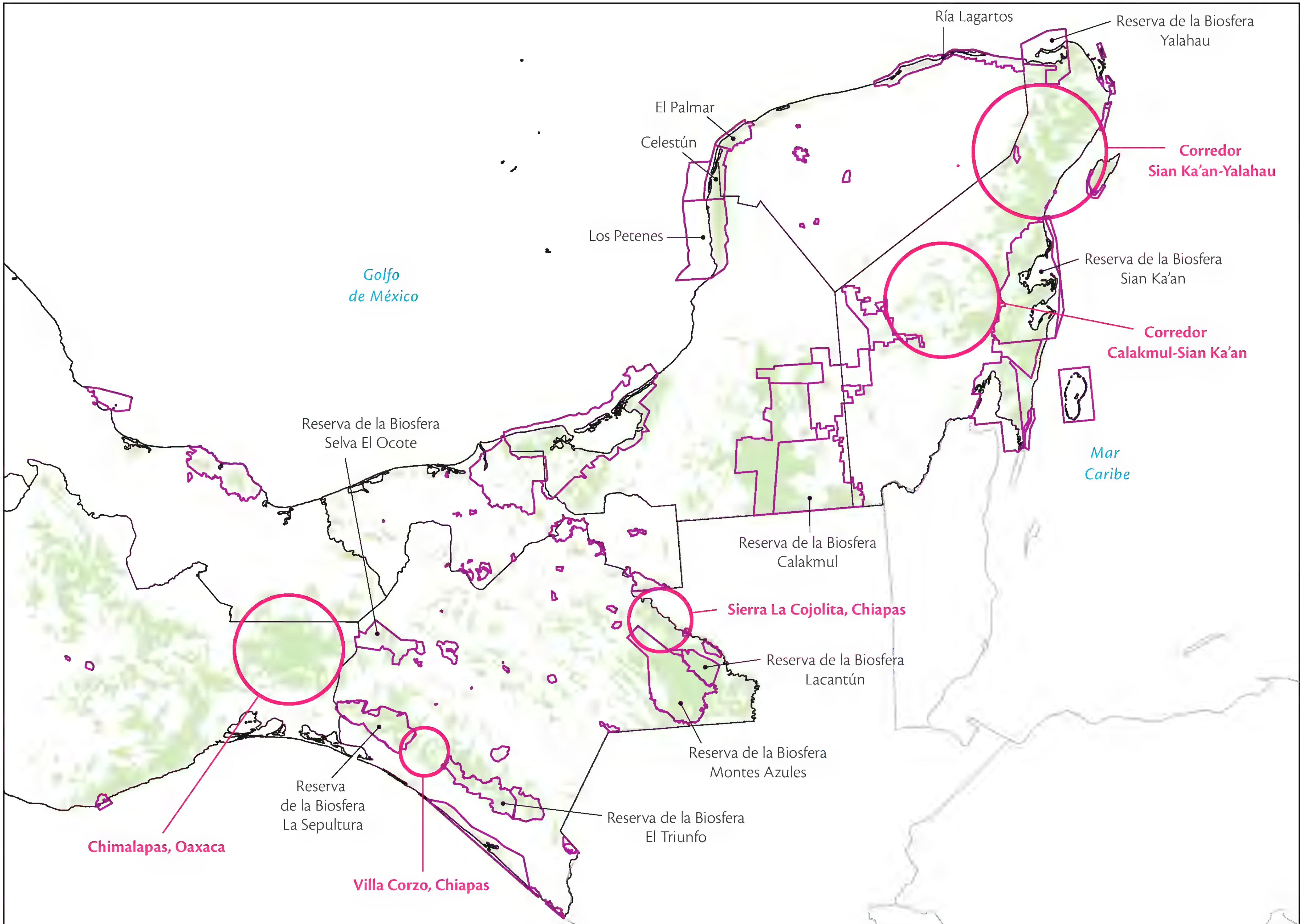


Figura 13.7 Distribución en el sureste de México de los parches con vegetación en condición primaria respecto a las ANP.
Nota: los círculos señalan zonas de importancia para la conectividad y la protección de sitios de alta diversidad biológica. Fuente: INEGI (2005).

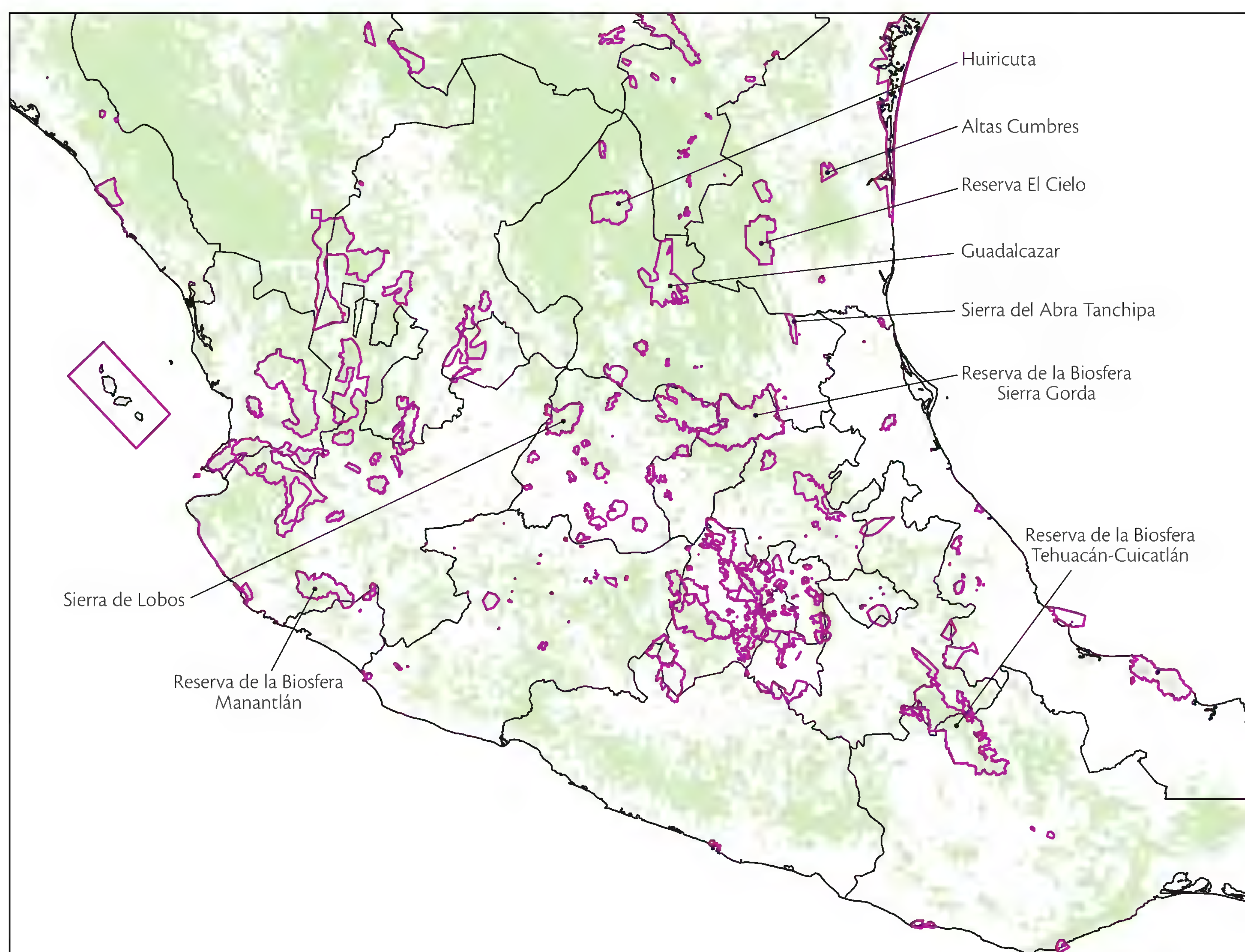


Figura 13.8 Distribución en el centro de México de los parches con vegetación en condición primaria respecto a algunas ANP. Fuente: INEGI (2005).

(p. ej. ResNet; Fuller *et al.* 2006). El análisis de vacíos y omisiones de conservación coordinado por la Conabio y la Conanp incluyó el uso de este tipo de algoritmos (Conabio *et al.* 2007a; capítulo 16 de este volumen).

Igualmente cabe mencionar que algunos esfuerzos de análisis incluyen el contexto macrorregional que incide en la zona de interés para conservar. Un ejercicio de planeación innovador en este sentido es el ejemplificado por el análisis, en distintos escenarios, de la dinámica de las cuencas costeras que inciden en el sistema arrecifal mesoamericano (WRI, UICN y PNUMA 1992; Miller y Lanou 1995). Este caso demuestra la necesidad fundamental de comenzar a vincular los procesos de planeación del desarrollo y conservación enfocados a las cuencas costeras con las áreas marinas aledañas.

13.3.2 Diseño e implementación de estrategias de nivel nacional, regional y estatal para la conservación y el uso sustentable del agua

En el IV Foro Mundial del Agua realizado en México en 2005, se propuso de manera reiterada la urgente necesidad de diseñar e implementar estrategias de diversos niveles que conduzcan a un uso inteligente del recurso más indispensable: el agua. Evidentemente, de estas estrategias para un manejo adecuado del agua dependen en una gran medida muchas de las acciones de conservación de la biodiversidad, ya que será necesario garantizar el suministro de agua para las comunidades de plantas y animales, y para los ecosistemas en general.

El crecimiento demográfico y económico ha provocado una demanda del agua que se está extrayendo de manera anárquica y en gigantescos volúmenes; esto está

poniendo en riesgo a muchos ecosistemas protegidos (p. ej. Área de Protección de Flora y Fauna Silvestres Valle de Cuatrociénegas) y no protegidos, pese a que el agua es claramente un servicio ambiental fundamentalmente aportado por otros ecosistemas (Echavarría 1999; Perrot y Davis 2001).

En México se han comenzado a desarrollar los sistemas de pago por servicios ambientales hidrológicos (véase el capítulo 4 de este volumen), pero son menores los esfuerzos dirigidos a garantizar el suministro para la biodiversidad y los ecosistemas como dependientes directos del agua y en general quedan en último lugar de prioridad. Para los ecosistemas que no captan el recurso en las cuencas altas, la disminución del agua disponible se está convirtiendo en una fuente de presión crítica que pone en riesgo su nivel de resiliencia (Richter *et al.* 2003). Esta presión tiene un efecto sinérgico y no solo aditivo en los impactos adversos del cambio climático global, la deforestación y la contaminación. Recientemente, el Instituto Nacional de Ecología ha comenzado a evaluar los niveles de alteración de los caudales ecológicos (*e-flows*) en todas las cuencas del territorio nacional y esto podría ser el primer paso para garantizar el flujo de agua en cantidad y calidad adecuadas para el mantenimiento de los ecosistemas.

Por todo lo anterior resulta inaplazable que en los programas de manejo y conservación de las áreas prioritarias para la biodiversidad se incluya un componente orientado a conservar las cuencas y las fuentes de agua de que dependen y que pueden localizarse en sitios distantes. Las estrategias de conservación deberán considerar el uso de

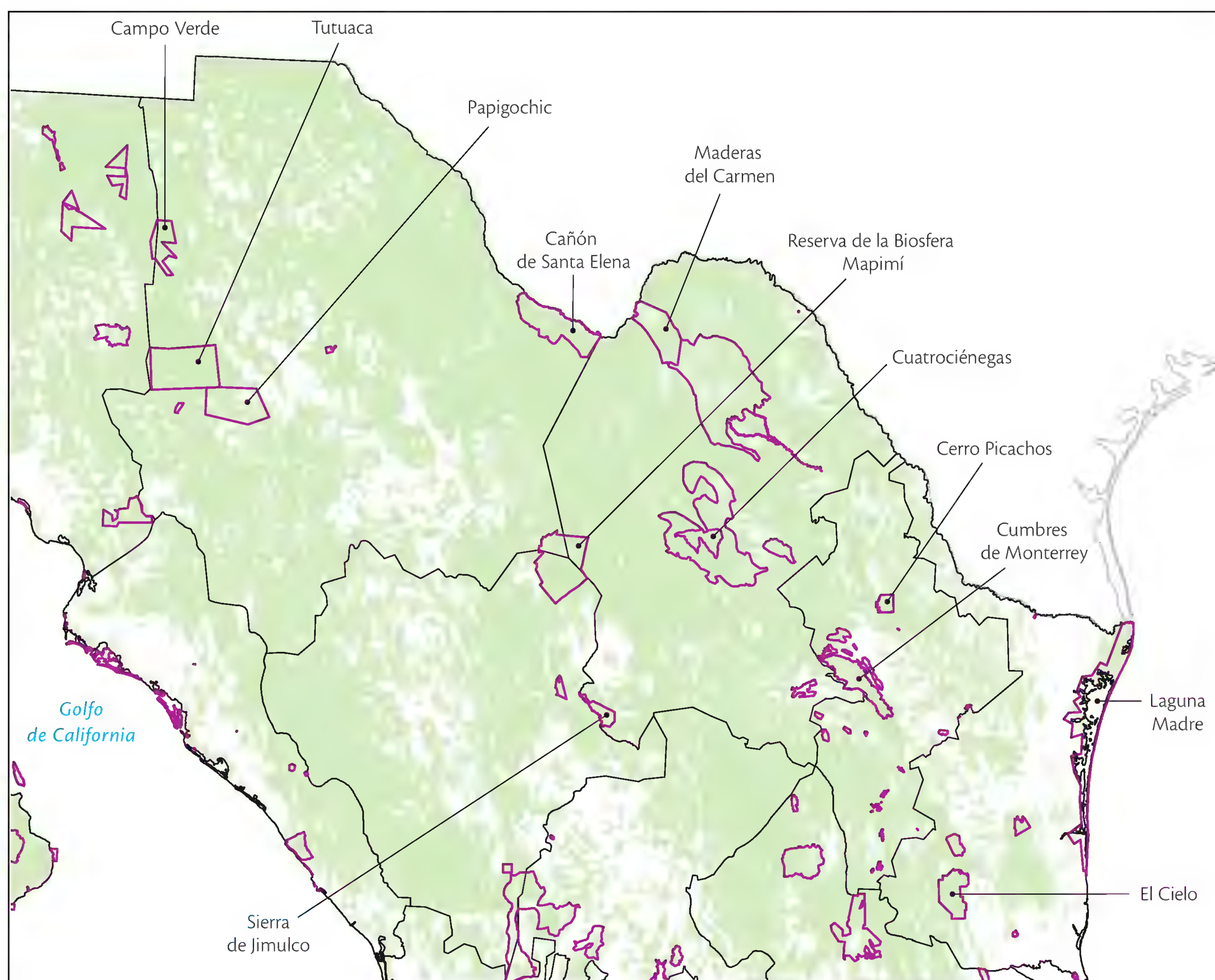


Figura 13.9 Distribución en el noreste de México de los parches con vegetación en condición primaria respecto a algunas ANP. Fuente: INEGI (2005).

las diversas herramientas legales disponibles para la conservación del agua (Ortiz y Gutiérrez 2004), así como los distintos mecanismos innovadores que se han desarrollado (Emerton y Bos 2004; Rosa *et al.* 2004).

13.3.3 Planeación estratégica en el contexto del cambio climático global

México cuenta ya con una estrategia formal para enfrentar el cambio climático global (Comisión Intersecretarial de Cambio Climático 2000, 2007), si bien su completa implementación será probablemente un proceso largo y costoso.

Es fundamental señalar que considerando los impactos que se esperan del cambio climático global, aun en los escenarios más conservadores, resulta inaplazable impulsar actividades enfocadas a conservar y restaurar corredores riparios y microcorredores que por un lado promuevan la conectividad entre las áreas naturales protegidas y por otro constituyan una alternativa para los

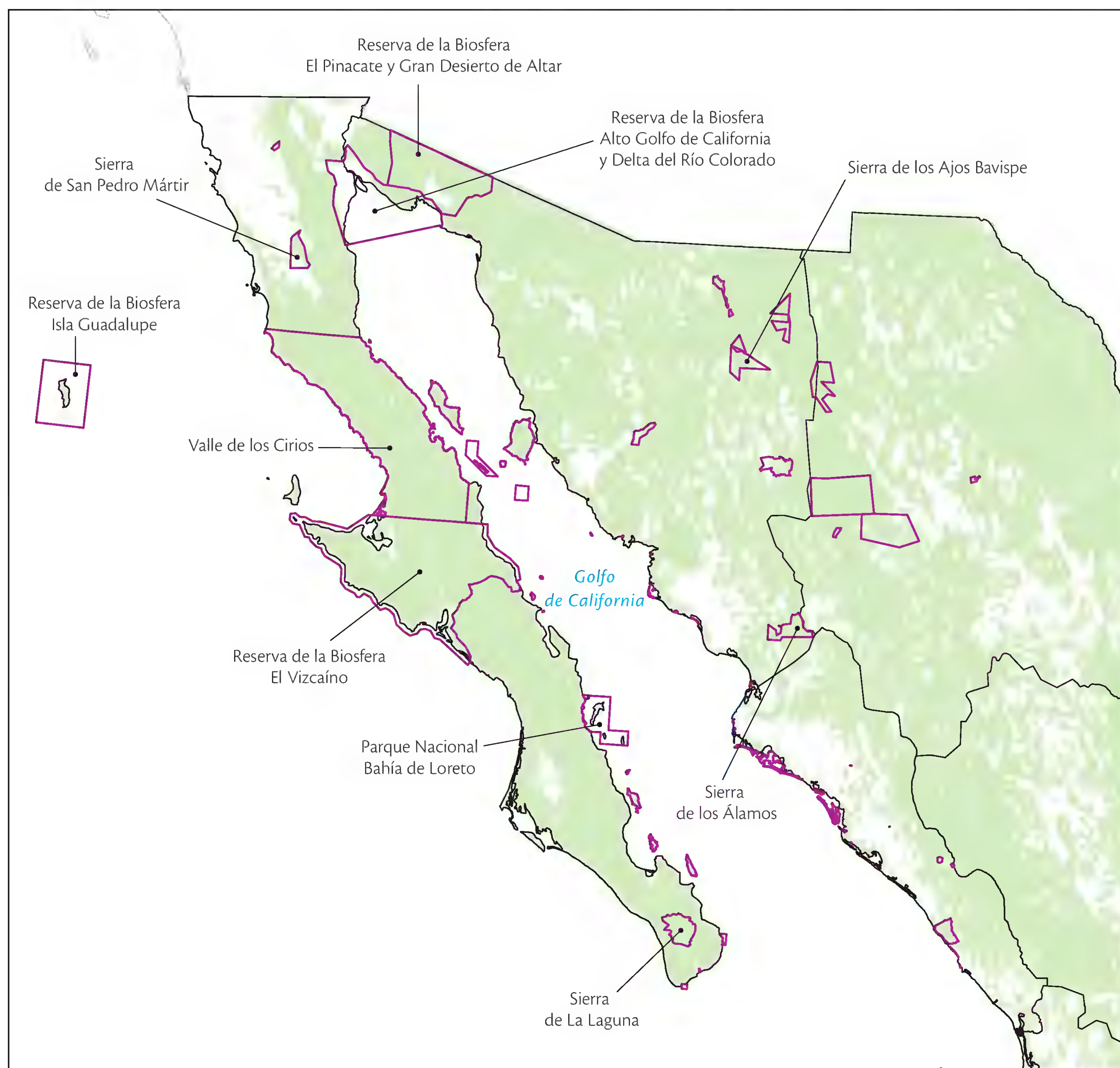


Figura 13.10 Distribución en el noroeste de México de los parches con vegetación en condición primaria respecto a algunas ANP. Fuente: INEGI (2005).

ajustes en la distribución de especies a los cambios en las condiciones de hábitat. Este tipo de estrategias fuera de las áreas protegidas contribuirán a “comprar tiempo” para que una parte de la biodiversidad de México tenga más posibilidades de mantenerse a mediano y largo plazos (Dudley 2003; Hansen *et al.* 2003).

El cambio climático global (CCG) es un fenómeno inevitable que está afectando la biodiversidad en nuestro planeta. Se ha comprobado científicamente que los efectos del CCG tendrán un impacto aun cuando se detuviera en este momento la emisión de gases de invernadero. El CCG implica una serie de eventos que modificarán, en mayor o menor grado, las condiciones ambientales a lo largo del territorio nacional. Estos cambios aún no han podido ser precisados en su magnitud debido a que se comienza a entender que el mismo sobrecalentamiento del planeta y sus repercusiones están detonando una serie de procesos que a su vez retroalimentan el propio CCG. Los efectos del CCG sobre los procesos geofísicos y ecológicos afectan a su vez la capacidad de los ecosistemas para mitigar el cambio e incluso para capturar carbono. Por ejemplo, un estudio reveló que las altas concentraciones de CO_2 están conduciendo a una disminución en la captura de carbono en los suelos forestales y en las raíces de árboles (Heath *et al.* 2005).

La superficie de los hielos del Ártico que se han derretido entre 1979 y 2003 es mayor a una superficie equivalente a la de los estados de Texas, California y Maryland juntos (TNC 2004). El derretimiento de los polos y los glaciares podrían significar un incremento de hasta 80 cm en el nivel medio del mar en los próximos 100 años (Wigley 2005). La modificación de las actuales líneas de costa es ya un hecho y las costas mexicanas también serán afectadas por este incremento en el nivel del mar (Ellison 1993; Church *et al.* 2001; Twilley *et al.* 2001; Fish *et al.* 2005; Mariño 2006; Mazria y Kershner 2007).

Las sequías inusuales favorecidas por el CCG promueven incendios catastróficos en ecosistemas no adaptados al fuego (véase el capítulo 3). Los incendios en selvas húmedas pueden manifestarse años después; incluso los incendios de sotobosque pueden ser letales. A su vez estos incendios causan emisiones de grandes volúmenes de carbono a la atmósfera, por lo que se establece otro círculo vicioso. En lo que al fuego se refiere, este es un factor elemental de diversos ecosistemas de México como los bosques de pino y los pastizales, pero que está afectando severamente a los ecosistemas no adaptados como son los distintos ecosistemas tropicales. Este factor también está afectando de forma grave la biodiversidad que se pretende conservar en las áreas protegidas, en las que en algunas ocasiones la ocurrencia de incendios es significativamente mayor que en el exterior (Román-Cuesta y Martínez 2006).

A fines del siglo XX, la temperatura superficial promedio mundial aumentó en cerca de 0.8 °C. Este incremento se dio a una tasa mayor que la ocurrida en cualquier periodo durante los últimos 1 000 años. La actual temperatura media anual global es 0.6 °C mayor que las del periodo de 1951 a 1980, y el año 2005 ha sido el más caliente en todo el siglo (NASA 2005).

Entre 1957 y 2004, el cinturón de convección del Océano Atlántico, que lleva calor a Europa, ha reducido su flujo en 30%. Esto provocará inviernos mucho más severos en Europa y también afectará la dinámica de las lluvias en Mesoamérica, incluyendo a México (Bryden *et al.* 2005). El CCG ha provocado un incremento significativo en la intensidad de los huracanes (Emanuel 2005), y por primera vez en la historia ocurrió en 2004 el primer huracán en el Atlántico sur (Pezza y Simmonds 2005).

En síntesis, el CCG está alterando los ciclos y regímenes hidrológicos provocando sequías extremas inusuales e inundaciones anómalas; esto afecta los procesos ecológicos esenciales y todas las actividades humanas, incluyendo la producción de alimentos y la provisión de agua para consumo humano (Levin y Pershing 2006).

Si bien las especies y los ecosistemas tienen cierta capacidad para ajustarse o adaptarse a un medio cambiante (resiliencia), el CCG está sucediendo en menos tiempo del que naturalmente requieren las especies y los ecosistemas para adaptarse a las nuevas condiciones. Distintos estudios indican que algunas especies ya han comenzado a migrar fuera de sus sitios históricos a lugares con climas más fríos (McClean *et al.* 2005; Perry *et al.* 2005; Wilson *et al.* 2005). Conforme algunas especies han fallado en adaptarse a las nuevas condiciones de hábitat, diversas cadenas tróficas se han alterado dramáticamente (Forcada *et al.* 2005).

Diversos trabajos han identificado muchos de los impactos que el CCG está teniendo sobre los ecosistemas, los servicios ecosistémicos y la biodiversidad (Hansen *et al.* 2003). Entre otros, es posible enlistar a los siguientes:

- Simplificación de comunidades naturales y ecosistemas: unas especies toleran los cambios más que otras.
- Incremento de plagas y enfermedades (p. ej. hongos en anfibios); la inestabilidad climática favorece la introducción y expansión de especies invasoras (p. ej. insectos descortezadores).

- Alteración de los regímenes naturales de fuego (incrementos en frecuencia, intensidad y ocurrencia).
- Disminución de los niveles de humedad en algunos bosques.

Algunos grupos biológicos han sido especialmente vulnerables a los efectos del CCG, que ha provocado, por ejemplo, la acelerada disminución de los arrecifes de coral por el llamado emblanquecimiento (*bleaching*). En 1998 ocurrieron las temperaturas marinas más altas jamás registradas y se estima que pudieron haber eliminado 10% de los corales (Burke y Sugg 2006). Los anfibios neotropicales es otro de los grupos más severamente afectados por el CCG. De las 50 especies de ranas en el bosque de niebla de Monteverde en Costa Rica, 20 han desaparecido a partir de 1987, coincidiendo con sequías inusuales e incrementos de temperatura causados por ascenso en las temperaturas en el mar. En buena medida esto se ha debido a que estas condiciones han favorecido brotes del hongo *Batrachochytrium dendrobatidis*, que han sido fatales para 60% de 110 especies de las ranas "arlequín", *Atelopus* spp. (Pounds y Puschendorf 2004; Blaustein y Dobson 2006). Aunque no hay datos disponibles para nuestro país sin duda algunos taxa ya están siendo afectados por el CCG. Dentro de los ecosistemas con mayor vulnerabilidad en el corto plazo a los efectos del CCG en nuestro país sin duda están los bosques mesófilos de montaña, los manglares y humedales costeros, los arrecifes de coral y las playas de anidación de tortugas marinas.

Además de a los impactos sobre los ecosistemas y las especies, se esperan severos cambios en los servicios que aportan los ecosistemas a las comunidades humanas, incluyendo la producción de alimentos, la captación y retención de agua y la productividad de los suelos. Esto provocará aún más presión sobre las áreas conservadas, estén o no oficialmente protegidas.

Las estrategias generales que se han implementado como respuesta al CCG se han encaminado a las siguientes dos corrientes:

I] Disminución de los niveles de gases de invernadero.
   1. Por medio de la "captura" de carbono (reforestación, regeneración).
   2. Disminución del nivel de emisiones (mejoramiento de procesos, industrias limpias, reconversión energética, etc.).

II] Contribución al incremento de la resiliencia y adaptación de ecosistemas y especies:
   1. Protección a los ecosistemas y especies mediante un ajuste geográfico a nuevas condiciones de hábitat.
   2. Mantenimiento de refugios climáticos potenciales.
   3. Prácticas de manejo especiales para incrementar resiliencia en los hábitats protegidos.

Por todo lo anterior, las estrategias de conservación en los próximos años deberán llevar a cabo acciones complementarias para enfrentar hasta donde sea posible los efectos del CCG. Estas acciones requerirán una planeación basada en análisis científicos y con un enfoque sobre las nuevas dinámicas ecológicas proyectadas en los escenarios climáticos actuales. Serán necesarios procedimientos sistemáticos, financiamientos sólidos y sistemas de monitoreo y evaluación que permitan un manejo adaptativo en toda estrategia de conservación dentro y fuera de áreas protegidas.

Sin descuidar el manejo y mantenimiento de los ecosistemas conservados y protegidos, la agenda de restauración ecológica en México es inaplazable y requerirá nuevos programas, financiamientos e iniciativas nacionales y regionales, investigación y formación de especialistas. Muchos de los esfuerzos de restauración pueden ser enfocados a áreas que favorezcan la resiliencia de los ecosistemas.

El ajuste de especies y ecosistemas a nuevas condiciones climáticas e hidrológicas puede verse favorecido por corredores que den conectividad a las actuales áreas de distribución con otras que en el futuro podrían presentar condiciones de hábitat adecuadas. Por ello, resulta clave reforzar las iniciativas orientadas a dar conectividad y promover corredores biológicos. Es decir, el concepto de corredores biológicos o corredores de conservación retoma un nuevo valor en el contexto del CCG: favorece el establecimiento formal de áreas de restauración ecológica activa y sistemática en gradientes ambientales (altitudinales y latitudinales). Por ello, la conservación de los corredores riparios debería ser una estrategia a privilegiar fuera de las áreas protegidas en el presente y en el futuro cercano.

Luego de desarrollar una evaluación de vulnerabilidad y un análisis de escenarios de cambio en una región o área, y de acuerdo con Hansen *et al.* (2003), son diversas las prácticas de manejo activo que las futuras estrategias de conservación deben considerar para enfrentar el CCG:

1] Reducir las amenazas con ocurrencia actual para evitar sinergias adversas.
2] Evitar la fragmentación y proveer conectividad.

3] Maximizar la dimensión de las unidades de manejo para la toma de decisiones a una mayor escala biogeográfica.
4] Proveer zonas de amortiguamiento y dar flexibilidad a los usos del suelo.
5] Representar tipos de ecosistemas mediante gradientes ambientales.
6] Proteger rodales maduros de ecosistemas (*pool* génico; *old growth forests*).
7] Proteger grupos funcionales y especies clave.
8] Proteger refugios climáticos.
9] Mantener los regímenes naturales del fuego (evitar supresión innecesaria en ecosistemas adaptados).
10] Manejar activamente plagas y especies invasoras.
11] Fomentar técnicas silvícolas para promover la productividad de los bosques.
12] Prevenir la conversión a plantaciones uniespecíficas y practicar los aprovechamientos forestales de baja intensidad.
13] Mantener la diversidad genética y promover la salud de los ecosistemas por medio de la restauración.
14] Dar asistencia a los procesos de migraciones locales de especies haciendo introducciones adecuadas en nuevas áreas.
15] Proteger *ex situ* las especies en situación más crítica o en peligro.

Por lo anterior, la conservación fuera de las áreas protegidas es más importante que nunca y de hecho crucial para el mantenimiento de la biodiversidad del país a mediano y largo plazos. Las estrategias regionales de conservación deberán abatir la erosión en áreas susceptibles para la restauración ecológica y propiciar la conectividad en gradientes latitudinales y altitudinales, ya que éstas pueden ser las futuras áreas con condiciones de hábitat adecuadas.

En el contexto del CCG, en México ya han comenzado a realizarse estudios de modelación que proyectan las distribuciones potenciales basadas en los nichos ecológicos de diversas especies, incluyendo algunas amenazadas o en peligro de extinción (Báez *et al.* 2003; Ortega-Huerta y Peterson 2004; Martínez-Meyer 2005). Asimismo, ya se comienzan a utilizar algoritmos explícitamente espaciales con el propósito de poder determinar áreas de conectividad que permitan el ajuste de especies y ecosistemas a las nuevas condiciones climáticas (Peterson *et al.* 2002; Williams *et al.* 2005).

Aunque en México es necesario favorecer todo tipo de investigación en torno a los impactos del CCG en la biodiversidad regional y local, claramente resulta urgente elaborar modelos digitales de elevación (MDE) de detalle (submetro) —por ejemplo con tecnología Lidar—[8] para estimar el cambio en las líneas de costa. De ello dependerá poder diseñar estrategias de conservación y desarrollo en las costas del país en donde el relieve es muy gradual (p. ej. Laguna Madre, Pantanos de Centla, los Petenes de Campeche, costas de Yucatán y Quintana Roo).

13.3.4 Hacia una estrategia para la prevención, el control y la erradicación de especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad

Después de la destrucción del hábitat, el impacto por especies invasoras ha sido identificado como la segunda causa en el ámbito global de la pérdida de biodiversidad (Vitousek *et al.* 1996; Leung *et al.* 2002). Esta amenaza a la biodiversidad afecta por igual a las áreas protegidas como a toda la matriz territorial en la que están ubicadas, aunque la integridad ecológica y la historia del uso del suelo pueden incrementar o disminuir su vulnerabilidad. Son numerosos los impactos a la biodiversidad causados por las especies invasoras: desplazan a las especies nativas de flora y fauna por competencia directa o por depredación, transmiten enfermedades, modifican los hábitats, alteran la estructura de los niveles tróficos en los ecosistemas y alteran los regímenes naturales del fuego. Las plantas invasoras acuáticas pueden causar la desecación de los cuerpos de agua, afectando drásticamente la ecología de los paisajes y de los ambientes locales. En ocasiones, las especies invasoras se hibridizan con especies nativas alterándose así el *pool* génico original de las poblaciones nativas (Mooney y Cleland 2001). Las especies invasoras, además, tienen un elevado potencial para afectar negativamente una serie de acciones de restauración ecológica, conservación y aprovechamiento sustentable de los recursos naturales fuera de las áreas protegidas (Chorensky *et al.* 2005). En círculos viciosos probablemente relacionados con las sequías inusuales, muchas especies invasoras adaptadas al fuego contribuyen a promover la ocurrencia de regímenes anómalos de fuego y de incendios catastróficos que a su vez afectan la biodiversidad (Hiremath y Sundaram 2005; véase el capítulo 6 de este volumen).

Si bien en México se ha avanzado en la prevención y abatimiento de esta severa amenaza a la biodiversidad, es inaplazable la planeación e implementación de una estrategia nacional que de manera eficiente promueva la prevención, detección temprana, manejo, control, erradica-

ción, concientización pública, regulación y legislación, y la investigación sobre especies invasoras (Conabio *et al.* 2006).

13.4 Conclusiones

En nuestro país se han desarrollado importantes ejercicios de planeación estratégica que han promovido la unión de esfuerzos entre sectores e instituciones y que han permitido logros muy importantes; sin embargo, es necesario desarrollar actividades complementarias que generen condiciones favorables para que aquellos tengan viabilidad y éxito.

Es importante reconocer que muchas de las estrategias elaboradas no han continuado con una fase de implementación real en los hechos y por ello no han tenido en términos reales el efecto esperado. Sin duda es necesario revalorar estos ejercicios de planeación estratégica que pueden potenciar los escasos recursos dedicados a la conservación en México. También es crucial aceptar que son apenas incipientes los esfuerzos del sector conservacionista dirigidos a la medición de impacto y éxito de las distintas estrategias que sí llegan a ponerse en práctica. Esto resulta esencial para poder identificar los factores y condiciones que han favorecido la repercusión positiva de estas estrategias en la biodiversidad. En este sentido resulta importante señalar que, sin embargo, algunas estrategias como la de los Proders sí están siendo evaluadas en lo que a su impacto se refiere (Conanp y UNAM 2006) y es sin duda un ejemplo relevante que plantea formas concretas para conocer los efectos de las estrategias y planes en su implementación. Otra estrategia que ha sido evaluada es la del manejo del fuego en México.

Buena parte de las estrategias para contribuir a la conservación de la biodiversidad fuera de las áreas protegidas puede tener cauce por medio de las alianzas que se puedan lograr con los sectores productivos y de desarrollo de infraestructura. Un ejemplo de esta opción son las alianzas regionales para la conservación y sostenibilidad que se han creado en el Golfo de California (p. ej. Alcosta, NOS, Apescar).

Las zonas geográficas del país que probablemente han tenido mayor planeación estratégica para conservar la biodiversidad son, en el territorio continental, la región del Desierto Chihuahuense y Sonora en el norte, y el sureste de México, particularmente los estados de Chiapas, Campeche, Yucatán y Quintana Roo. Para el centro de México y los estados de Zacatecas, Durango, Colima y Nayarit, la planeación estratégica para la conservación ha sido notablemente escasa. Igualmente escasa ha sido en Guerrero y Sinaloa. En lo que toca a las ecorregiones marinas, por mucho el Golfo de California y el Caribe son en las que más ejercicios de planeación se han efectuado con el fin de hacer más eficaces las actividades e inversiones para la conservación. En contraste, otras regiones costero-marinas, particularmente la del Pacífico tropical, han carecido de ejercicios de planeación para la conservación de su biodiversidad y servicios ambientales.

Los resultados de este estudio sobre la biodiversidad del país darán lugar a nuevos planteamientos que reforzarán la actual Estrategia Nacional sobre Biodiversidad con una serie de estrategias temáticas y microrregionales enfocadas en la implementación de los lineamientos planteados en esta obra.

En México urge impulsar programas orientados a la restauración ecológica que cuenten con estrategias regionales que aseguren el financiamiento y promuevan la conformación de paisajes más adecuados para la conservación fuera de las áreas protegidas y a promover la conectividad entre áreas conservadas (protegidas o no) para favorecer el mantenimiento de procesos ecológicos regionales que de otra manera se irán afectando incluso de manera irreversible.

Se considera de la mayor importancia fomentar la planeación estratégica en los recursos humanos que se van formando para la conservación y el uso sustentable de la biodiversidad; un buen ejemplo de esto es el del Instituto de Ecología en Xalapa, que en su curso sobre biología de la conservación incluye contenidos acerca del desarrollo de estrategias de conservación *in situ* y *ex situ*. La formación sólida de recursos humanos orientada a la conservación de la biodiversidad del país es una estrategia que requiere reforzarse; actualmente la Iniciativa Mexicana de Aprendizaje para la Conservación (IMAC) ha desarrollado valiosos esfuerzos en este sentido para promover la conservación dentro y en las periferias de las áreas protegidas. Entre sus esfuerzos está la formación de recursos especializados en el manejo integrado del fuego, y en la conservación y uso sustentable del agua.

Ante los difíciles panoramas y escenarios que se proyectan para los esfuerzos de conservación fuera de las ANP en México, la planeación estratégica es una herramienta que requiere ser mejorada y adaptada en todos los ámbitos para lograr el máximo beneficio con los recursos disponibles.

Notas

1 <*http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/estrategia_nacional/doctos/edosproceso.html*>.
2 <*http://www.semarnat.gob.mx/queessemarnat/politica_ambiental/ordenamientoecologico/Pages/bitacora_golfo.aspx*>.
3 Por la naturaleza de este trabajo, se excluyeron ejercicios dirigidos a las áreas protegidas incluyendo los programas de manejo y conservación oficiales de las ANP.
4 Para dos casos se desconoce su fecha precisa de realización.
5 Esta cartografía fue elaborada con base en la interpretación supervisada de imágenes de alta resolución *spot* correspondientes al periodo 2000-2004.
6 Los rodillos aeradores rompen la costra superficial de suelos sobrepastoreados y con ello se favorece la infiltración del agua de lluvia, la recarga de mantos acuíferos, la germinación de especies nativas y el aumento en la productividad ganadera.
7 Genetic Algorithm for Rule-Set Production.
8 Lidar es un acrónimo para Light Detection and Ranging o Laser Imaging Detection and Ranging, y se refiere a una tecnología que determina la distancia a un objeto o superficie usando pulsos láser. De manera similar a la tecnología de radar, la cual usa ondas de radio en lugar de luz, la distancia a un objeto es determinada midiendo el tiempo que transcurre entre la transmisión de un pulso y la detección de la señal reflejada. La tecnología Lidar tiene diversas aplicaciones en geología, sismología, sensores remotos y ciencias de la atmósfera.

Referencias

Aguirre, C., J. Hoth y A. Lafón (eds.). 2007. *Estrategia para la conservación de pastizales del Desierto Chihuahuense.* Ecopad, Chihuahua.

Anta, S., A. Arreola, M.A. González y J. Acosta (eds.). 2006. *Ordenamiento territorial comunitario: un debate de la sociedad civil hacia la construcción de políticas públicas.* INE, Semarnat- IDESMGAIA-GEA-Methodus Consultora-SAED, México.

Arizmendi, M.C. 2003. Estableciendo prioridades para la conservación de las aves, en H. Gómez de Silva y A. Oliveras de Ita (eds.), *Conservación de aves: experiencias en México.* National Fish & Wildlife Foundation-Conabio-Cipamex, México, pp. 133-149.

Arriaga, L., V. Aguilar y J. Alcocer (coords.). 2000a. *Aguas continentales y diversidad biológica de México.* Conabio, México.

Arriaga, L., J.M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez y E. Loa (coords.). 2000b. *Regiones terrestres prioritarias de México.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Arriaga, L., E. Vázquez, J. González, R. Jiménez, E. Muñoz y V. Aguilar (coords.). 1998. *Regiones marinas prioritarias de México.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Asociación Conservación de la Naturaleza. 2007. *Mejores prácticas y metodologías para la conservación en tierras privadas en América Latina.* ACN, San José, Costa Rica.

Báez, A.D., L.H. Maciel y E. Quezada. 2003. Caracterización del hábitat y modelaje de la distribución potencial de cinco cactáceas amenazadas en Aguascalientes, México. *INIFAP. Folleto Científico* **16**: 26.

Bezaury, J., R. Waller, L. Sotomayor, X. Li, S. Anderson *et al.* 2000. *Conservation biodiversity in Mexico: Ecoregions, sites, and conservation targets. Synthesis of identification and priority setting exercises.* The Nature Conservancy-PiP Program-USAID.

Blaustein, A.R., y A. Dobson. 2006. Extinctions: A message from the frogs. *Nature* **439**: 143-144.

Bowles, I.A., D. Clark, D. Downes y M. Guerin-McManus. 1998. *Fomentando el apoyo del sector privado para la conservación de la biodiversidad: el uso de incentivos económicos e instrumentos legales.* Conservation International, Washington, D.C.

Bryden, H.L., y S.A. Cunningham. 2005. Slowing of the Atlantic meridional overturning circulation at 25° N. *Nature* **438**: 655-657.

Burke, L., y Z. Sugg. 2006. *Watershed analysis for the Mesoamerican Reef.* World Resources Institute, Washington, D.C.

Calderón, L., J.M. García-Caudillo y A. Díaz de León. 2006. Pesquerías: abundancia que requiere manejo, en *Región Golfo de California. Síntesis sobre su sociedad, economía y recursos naturales.* Conservation International, México, pp. 25-30.

Carreón, G., E. Íñigo, I.J. March, S. Matola y M.C. Paiz. 2001. Reporte preliminar del taller Desarrollo de una estrategia regional de conservación para la guacamaya roja (*Ara macao*) en la selva maya de Belice, Guatemala y México. USAID-Conservation International, México.

Carrillo, L., A. Camacho, P. Miller y T. Hoeksemma (eds.). 2003. Taller de conservación del águila arpía. Análisis de viabilidad de población y hábitat para el águila arpía (*Harpia harpyja*) en la selva maya, Reporte final. Instituto de Historia Natural y Ecología de Chiapas-Zoológico Miguel Álvarez del Toro, Tuxtla Gutiérrez, 27 a 30 de agosto. Disponible en <*www.cbsg.org/cbsg/workshopreports/23/harpy_eagle_phva_final_spanish.pdf*>.

Carvajal, M.A., E. Ezcurra y A. Robles. 2004. The Gulf of California: Natural resource concerns and the pursuit of a

vision, en L.K. Glover y S.A. Earle (eds.), *Defying ocean's end: An agenda for action*. Island Press, Washington, D.C., pp. 106-123.

Carvajal, M.A., J. Bezaury, J.C. Barrera y A. Sáenz. 2005. Developing the Gulf of California's Regional System of Marine Protected Areas, en *Proceedings of the symposium and workshop of the North American marine protected areas network*. Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte, Loreto, Baja California Sur.

CEAMA y CONABIO. 2003. *Estrategia estatal sobre biodiversidad de Morelos*. Comisión Estatal de Agua y Medio Ambiente [de Morelos]-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Cuernavaca.

Chacón, C.M. 2004. *Diez pasos para crear reservas privadas, servidumbres ecológicas y fideicomisos de conservación: manual para el propietario*, Cedarena, San José, Costa Rica.

Chacón, C.M. 2005. *Desarrollando áreas protegidas privadas: herramientas, criterios e incentivos*. Asociación Conservación de la Naturaleza, San José, Costa Rica.

Chorensky, E.A., A.M. Bartuska, G.H. Aplet, K.O. Britton, J. Cummings-Carlson *et al.* 2005. Science priorities for reducing the threat of invasive species to sustainable forestry. *BioScience* **55**: 335-348.

Church, J.A., J.M. Gregory, P. Huybrechts, M. Kuhn, K. Lambeck *et al.* 2001. Changes in sea level, en J.T. Houghton, Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P. van der Linden *et al.* (eds.), *Climate change 2001: The scientific basis. Contribution of working group 1 to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, RU, pp. 639-694.

Coalición para la Sustentabilidad del Golfo de California. 2001. *Prioridades de conservación para la Región del Golfo de California*, México.

Cobi y TNC 2005. *Evaluación eco-regional del Golfo de California*. Comunidad y Biodiversidad, A.C.-The Nature Conservancy, Guaymas.

Comisión Intersecretarial de Cambio Climático. 2000. *Estrategia nacional de acción climática*. Instituto Nacional de Ecología, Semarnap, México. Disponible en <*http://www.ine.gob.mx/publicaciones/cambioclimaticoPub.html*>.

Comisión Intersecretarial de Cambio Climático. 2007. *Estrategia nacional de cambio climático*. Comisión Intersecretarial de Cambio Climático, Semarnat, México.

CONABIO. 2000. *Estrategia nacional sobre biodiversidad de México*. CONABIO-Semarnat, México.

CONABIO. 2008. Estrategia Nacional sobre Biodiversidad. Estados en proceso. Disponible en <*http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/estrategia_nacional/doctos/edosproceso.html*>.

CONABIO, Aridamérica, GECI y TNC. 2006. *Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad: prioridades en México*. México.

CONABIO, SUMA y Sedagro. 2007. *Estrategia para la conservación y uso sustentable de la diversidad biológica de Michoacán*. CONABIO-Secretaría de Urbanismo y Medio Ambiente-Secretaría de Desarrollo Agropecuario, Michoacán.

CONABIO, Conanp, TNC, Pronatura y UANL. 2007a. *Vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad terrestre de México: espacios y especies*. CONABIO-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas-The Nature Conservancy, Programa México-Pronatura-Universidad Autónoma de Nuevo León, México.

CONABIO, Conanp, TNC y Pronatura. 2007b. *Vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad marina de México: océanos, costas e islas*. México.

Conanp y UNAM. 2006. *Evaluación externa de procedimiento, gestión e impacto del ejercicio 2005 del Programa de Desarrollo Regional Sustentable, Proders, y lineamientos de estrategia para el futuro*. Conanp-UNAM, México.

Conservation Finance Alliance. 2001. *Mobilizing funding for biodiversity conservation: A user-friendly training guide for understanding, selecting, and implementing conservation finance mechanisms*. Working Draft. Conservation Finance Alliance.

Conservation International. 2000. *Selva Lacandona Siglo XXI: estrategia conjunta para la conservación de la biodiversidad*. USAID-México, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.

Conservation International. 2004. *Conserving Earth's living heritage: A proposed framework for designing biodiversity conservation strategies*. Conservation International.

Corredor Biológico Mesoamericano. 2005a. *Programa estratégico regional para la conectividad*. Editarte-CCAD, Managua.

Corredor Biológico Mesoamericano. 2005b. *Programa estratégico regional de monitoreo y evaluación de la biodiversidad*. Editarte-CCAD, Managua.

Corredor Biológico Mesoamericano. 2005c. *Instrumentos para su consolidación*. Editarte-CCAD, Managua.

Dinerstein, E., D. Olson, J. Atchley, C. Loucks, S. Contreras-Balderas *et al.* 2000. *Ecoregion based conservation in the Chihuahuan Desert: A biological assessment*. WWF-CONABIO-TNC-Pronatura Noreste-ITESM, México.

Dudley, N. 2003. *No place to hide: Effects of climate change on protected areas*. World Wildlife Fund, Climate Change Programme, Washington, D.C.

Dudley, N., y M. Rao. 2008. Assessing and creating linkages within and beyond protected areas: A quick guide for protected area practitioners, en J. Ervin (ed.), *Quick guide series*. The Nature Conservancy, Arlington.

Echavarría, M. 1999. *Agua: valoración del servicio ambiental que prestan las áreas protegidas*. The Nature Conservancy, Arlington.

Ellison, J.C. 1993. Mangrove retreat with rising sea-level, Bermuda. *Estuarine Coastal and Shelf Science* **37**: 75-87.

Emanuel, K. 2005. Increasing destructiveness of tropical cyclones over the past 30 years. *Nature* **436**: 686-688.

Emerton, L., y E. Bos. 2004. *Value: Counting ecosystems as water infrastructure*. Water & Nature Initiative, IUCN, Gland.

Enríquez-Andrade, R., y G. Danemann. 1998. *Identificación y establecimiento de prioridades para las acciones de conservación y oportunidades de uso sustentable de los recursos marinos y costeros de la Península de Baja California. Reporte técnico de proyecto*. Pronatura Península de Baja California, México.

Enríquez-Andrade, R., G. Anaya-Reyna, J.C. Barrera-Guevara, M.D. Carvajal-Moreno, M.E. Martínez-Delgado *et al.* 2005. An analysis of critical areas for biodiversity conservation in the Gulf of California region. *Ocean & Coastal Management* **48**: 31-50.

Fa, J.E., y D.J. Bell. 1990. The volcano rabbit *Romerolagus diazi*, en J.A. Chapman y J.E. Flux (eds.), *Rabbits, hares, and pikas: Status survey and conservation action plan*. IUCN/SSC, Oxford, RU, pp. 143-146.

Fish, M.R., I.M. Côté, J.A. Gill, A.P. Jones, S. Renshoff *et al.* 2005. Predicting the impact of sea-level rise on Caribbean sea turtle nesting habitat. *Conservation Biology* **19**: 482-491.

Forcada, J., P.N. Trathan, K. Reid y E.J. Murphy. 2005. The effects of global climate variability in pup production of Antarctic fur seals. *Ecology* **86**: 2408-2417.

Fuller, T., M. Munguía, M. Mayfield, V. Sánchez-Cordero y S. Sarkar. 2006. Incorporating connectivity into conservation planning: A multi-criteria case study from central Mexico. *Biological Conservation* **133**: 131-142.

García, J.M., y J.V. Gómez. 2005. *La pesca industrial de camarón en el Golfo de California: situación económico-financiera e impactos socioambientales*. Conservation International, Región Golfo de California, Guaymas, Sonora.

Gauthier, D.A., A. Lafon, T. Toombs, J. Hoth y E. Wiken. 2003. *Grasslands: Toward a North American conservation strategy*. Canadian Plains Research Center, University of Regina, Regina-Commission for Environmental Cooperation, Montreal.

González Gaudiano, E.J., A. de Alba, S. Morelos y O. Santa María. 1995. *Estrategia nacional y plan de acción en educación ambiental*. DGET, Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, México.

Groves, C., L. Valutis, D. Vosick, B. Neely, K. Wheaton et al. 2000. *Designing a geography of hope: A practitioner's handbook for ecoregional conservation planning*. The Nature Conservancy, Washington, D.C.

Hansen, L.J., J.L. Biringer y J.R. Hoffman (eds.). 2003. *Buying time: A user's manual for building resistance and resilience to climate change in natural systems*. World Wildlife Fund, Washington, D.C.

Heath, J., E. Ayres, M. Possell, R.D. Bardgett, H.I.J. Black *et al.* 2005. Rising atmospheric CO_2 reduces sequestration of root-derived soil carbon. *Science* **309**: 1711-1713.

Hiremath, A.J., y B. Sundaram. 2005. The fire-lantana cycle hypothesis in Indian forests. *Conservation and Society* **3**: 26-42.

Hoogesteijn, R. 2002. *Manual sobre problemas de depredación causados por jaguares y pumas en hatos ganaderos*. Grupo Asesor de Jaguar-Wildlife Conservation Society.

Houghton, Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P. van der Linden *et al.* 2001. *Climate change 2001: The scientific basis. Contribution of working group I to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, RU.

INE. 1999a. *Proyecto de protección, conservación y recuperación del águila real*. Instituto Nacional de Ecología, Semarnap, México. Disponible en *<http://www.semarnat.gob.mx/gestionambiental/vidasilvestre/Pages/proyectosderepoblacion.aspx>*.

INE. 1999b. *Proyecto de recuperación del lobo mexicano* (Canis lupus baileyi). Instituto Nacional de Ecología, Semarnap, México. Disponible en *<http://www.semarnat.gob.mx/gestionambiental/vidasilvestre/Pages/proyectosderepoblacion.aspx>*.

INE. 1999c. *Proyecto para la conservación y manejo del oso negro* (Ursus americanus) *en México*. Instituto Nacional de Ecología, Semarnap, México. Disponible en *<http://www.semarnat.gob.mx/gestionambiental/vidasilvestre/Pages/proyectosderepoblacion.aspx>*.

INE. 2000a. *Estrategia ambiental para la gestión integrada de la zona costera de México*. Instituto Nacional de Ecología, Semarnap, México.

INE. 2000b. *Estrategia nacional para la vida silvestre*. Instituto Nacional de Ecología, Semarnap, México. Disponible en *<http://www.ine.gob.mx/publicaciones/descarga.html?cv_pub=252&tipo_file=pdf&filename=252>*.

INE. 2000c. *Proyecto para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de los Crocodylia en México*. Instituto Nacional de Ecología, Semarnap, México. Disponible en *<http://www.semarnat.gob.mx/gestionambiental/vidasilvestre/Documents/Preps/Prep_Coco.pdf>*.

INE. 2000d. *Proyecto para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de los Pinnípedos en México*. Instituto Nacional de Ecología, Semarnap, México. Disponible en *<http://www.semarnat.gob.mx/gestionambiental/vidasilvestre/Pages/proyectosderepoblacion.aspx>*.

INE. 2000e. *Proyecto para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable del borrego cimarrón* (Ovis canadensis) *en México*. Instituto Nacional de Ecología, Semarnap, México. Disponible en *<http://www.semarnat.gob.mx/gestionambiental/vidasilvestre/Pages/proyectosderepoblacion.aspx>*.

INE. 2000f. *Programa nacional de protección, conservación, investigación y manejo de las tortugas marinas.* Instituto Nacional de Ecología, Semarnap, México. Disponible en <*http://www.semarnat.gob.mx/gestionambiental/vidasilvestre/Pages/proyectosderepoblacion.aspx*>.

INE. 2000g. *Protección, conservación y recuperación de la familia Zamiaceae (Cycadales) de México*. Instituto Nacional de Ecología, Semarnap, México. Disponible en <*http://www.semarnat.gob.mx/gestionambiental/vidasilvestre/Pages/proyectosderepoblacion.aspx*>.

INE. 2000h. *Proyecto para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable del berrendo* (Antilocapra americana) *en México*. Instituto Nacional de Ecología, Semarnap, México. Disponible en <*http://www.semarnat.gob.mx/gestionambiental/vidasilvestre/Pages/proyectosderepoblacion.aspx*>.

INE. 2000i. *Ordenamiento ecológico general del territorio*. Instituto Nacional de Ecología, Semarnap, México.

INEGI. 2005. *Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación*, escala 1:250 000, serie III (continuo nacional), Dirección General de Geografía, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes.

Instituto Estatal de Ecología de Oaxaca. 2004. *Mapa de las áreas naturales prioritarias para la conservación en Oaxaca*. Gobierno del Estado de Oaxaca, Oaxaca. Disponible en <*http://www.oaxaca.gob.mx/ecologia/htm/recnat/RECNAL/mapa2.htm*>.

Íñigo, E., y E. Enkerlin (eds.). 2003. *Amenazas, estrategias e instrumentos para la conservación de las aves*. National Fish & Wildlife Foundation-Conabio-Cipamex, México.

Kramer, P.A., y R.P. Kramer. 2002. *Ecoregional conservation planning for the Mesoamerican Caribbean Reef (MACR)*. World Wildlife Fund, Washington, D.C.

Kristensen, P.J., y C.J. Rader. 2001. *The strategic management approach: Practical planning for development managers.* Conservation International, Washington, D.C.

Larson, J., y L. Neyra. 2004. Pograma Recursos biológicos colectivos. *Biodiversitas* **53**:2-15.

Leung, B., D.M. Lodge, D. Finnoff, J.F. Shogren, M.A. Lewis *et al.* 2002. An ounce of prevention or a pound of cure: Bioeconomic risk analysis of invasive species. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* **269**: 2407-2413.

Levin, K., y J. Pershing. 2006. *Climate science 2005. Major new discoveries.* WRI Issue Brief, World Resources Institute, Washington, D.C.

Mariño, I. 2006. *Efectos del cambio climático en las costas del estado de Yucatán: huracanes y elevación del nivel del mar como agentes de erosión costera.* CICY, Mérida.

Marshall, R.M., S. Anderson, M. Batcher, P. Comer, S. Cornelius *et al.* 2000. Análisis ecológico de las prioridades de conservación en la eco-región del desierto sonorense. The Nature Conservancy, Capítulo Arizona, Sonoran Institute-Imades.

Marshall, R.M., D. Turner, A. Gondor, D. Gori, C. Enquist *et al.* 2004. *An ecological analysis of conservation priorities in the Apache Highlands ecoregion*. The Nature Conservancy of Arizona-Instituto del Medio Ambiente y el Desarrollo Sustentable del Estado de Sonora.

Martínez-Meyer, E. 2005. Climate change and biodiversity: Some considerations in forecasting shifts in species' potential distributions. *Biodiversity Informatics* **2**:42-55.

Mazria, E., y K. Kershner. 2007. *Nation under siege. Sea level rise at our doorstep.* A coastal impact study prepared by The 2030 Research Center, 2030, Inc. Architecture 2030, EUA.

McClean, C., J.C. Lovett, W. Küper, L. Hannah, J.H. Sommer *et al.* 2005. African plant diversity and climate change. *Annals of the Missouri Botanical Garden* **92**:139-152.

Medellín, R.A., *et al.* (eds.) 2002. *El jaguar en el nuevo milenio*. Fondo de Cultura Económica-UNAM-Wildlife Conservation Society, México.

Miller, K.R., y M.S. Lanou. 1995. *Planificación nacional de la biodiversidad: pautas basadas en experiencias previas alrededor del mundo.* World Resources Institute, Washington, D.C. - Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Unión Mundial para la Naturaleza.

Miller, K., E. Chang y N. Johnson. 2001. *En busca de un enfoque común para el Corredor Biológico Mesoamericano.* World Resources Institute. Disponible en <*http://pdf.wri.org/mesoamerica_spanish.pdf*>.

Mooney, H.A., y E.E. Cleland. 2001. The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **98**:5446-5451.

Moreno-Casasola, P., E. Peresbarbosa y A.C. Travieso-Bello. 2006. *Estrategia para el manejo costero integral.* Instituto de Ecología, A.C.-Conanp-Gobierno del Estado de Veracruz, Xalapa.

Morgan, L., S. Maxwell, F. Tsao, T.A.C. Wilkinson y P. Etnoyer *et al.* 2005. *Áreas prioritarias marinas para la conservación, Baja California al Mar de Bering.* Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte-Marine Conservation Biology Institute, Montreal.

Murphy, D.D., y B.R. Noon. 2007. The role of scientists in conservation planning on private lands. *Conservation Biology* **21**:25-28.

NASA. 2005. *Goddard´s page for the press and media*, en <*http://www.nasa.gov/centers/goddard/news/2006/2005_warmest.html.*> (consultado en abril de 2007).

Newburn, D., S. Reed, P. Berck y A. Merenlender. 2005. Economics and land-use change in prioritizing private land conservation. *Conservation Biology* **19**:1411-1420.

Ortega-Huerta, M.A., y A.T. Peterson. 2004. Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in north-eastern Mexico. *Diversity and Distributions* **10**: 39-54.

Ortiz, G., y M. Gutiérrez. 2004. *Uso de herramientas legales para la conservación de agua en México*. Global Environmental Facility-Pronatura, México.

Peresbarbosa, E. (ed.). 2005. *Planeación para la conservación de la costa de Veracruz*. Pronatura Veracruz-The Nature Conservancy, Xalapa.

Perrot-Maître, D., y P. Davis. 2001. *Case studies of markets and innovative financial mechanisms for water services from forests*. Forest Trends, the Katoomba Group. Disponible en <*http://www.forest-trends.org/documents/publications/casesWSofF.pdf*>.

Perry, A.L., P.J. Low, J.R. Ellis y J.D. Reynolds. 2005. Climate change and distribution shifts in marine fishes. *Science* **308**:1912-1915.

Peterson, A.T., M.A. Ortega-Huerta, J. Bartley, V. Sánchez-Cordero, J. Soberón *et al.* 2002. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* **416**:626-629.

Pezza, A., e I. Simmonds. 2005. The first South Atlantic hurricane: Unprecedented blocking low shear, and climate change. *Geophysical Research Letters* **32**:15712.

Pounds, J.A., y R. Puschendorf. 2004. Clouded futures. *Nature* **427**:107-109.

Pronatura-Chiapas, IHNyE, CONABIO, Conanp, Serbo *et al.* 2004. *Plan regional para la conservación de la selva zoque.* (Proyecto apoyado por la USAID). San Cristóbal de las Casas, Chiapas.

Pronatura México y TNC. 2007. *Biodiversidad del centro y occidente de México: planeación ecorregional, avances y próximos pasos. Parques en peligro*. The Nature Conservancy-USAID, México.

Pronatura Noreste, WWF y TNC. 2004. *Valoración ecorregional para la conservación del Desierto Chihuahuense.* México.

Richter, B.D., R. Mathews, D.L. Harrison y R. Wigington. 2003. Ecologically sustainable water management: Managing river flows for ecological integrity. *Ecological Applications* **3**:206-224.

Rissman, A.R., L. Lozier, T. Comendant, P. Kareiva, J.M. Kiesecker *et al.* 2007. Conservation easements: Biodiversity protection and private use. *Conservation Biology* **21**:709-718.

Robles, A., y M.A. Carvajal. 2001. The sea and fishing, en P. Robles-Gil, E. Ezcurra y E. Mellink (eds.), *The Gulf of California: A world apart*. Agrupación Sierra Madre, México, pp. 203-300.

Román-Cuesta, R.M., y J. Martínez-Vilalta. 2006. Effectiveness of protected areas in mitigating fire within their boundaries: Case study of Chiapas, Mexico. *Conservation Biology* **20**:1074-1086.

Rosa, H., S. Kandel y L. Dimas. 2004. *Compensación por servicios ambientales y comunidades rurales: lecciones de las Américas y temas críticos para fortalecer estrategias comunitarias*. Prisma (Programa Salvadoreño de Investigación sobre Desarrollo y Medio Ambiente) - Instituto Nacional de Ecología, Semarnat - Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible, A.C., México.

Sáenz, J.C., y E. Carrillo. 2002. Jaguares depredadores de ganado en Costa Rica, en R.A. Medellín *et al.* (comps.), *El jaguar en el nuevo milenio*. Fondo de Cultura Económica-UNAM-Wildlife Conservation Society, México, pp. 127-137.

Sala, E., O. Aburto-Oropeza, G. Paredes, I. Parra, J.C. Barrera *et al.* 2002. A general model for designing networks of marine reserves. *Science* **298**:1991-1993.

Sanderson, E.W., C.L. Chetkiewicz, R.A. Medellín, A. Rabinowitz, K. Redford *et al.* 2002a. Prioridades geográficas para la conservación del jaguar, en R.A. Medellín *et al.* (eds.), *El jaguar en el nuevo milenio*. Fondo de Cultura Económica-UNAM-Wildlife Conservation Society, México, pp. 601-627.

Sanderson, E.W., C.L. Chetkiewicz, R.A. Medellín, A. Rabinowitz, K. Redford *et al.* 2002b. Un análisis geográfico del estado de conservación y distribución de los jaguares a través de su área de distribución, en R.A. Medellín *et al.* (eds.), *El jaguar en el nuevo milenio*. Fondo de Cultura Económica-UNAM-Wildlife Conservation Society, México, pp. 551-600.

Scognamillo, D., I. Maxit, M. Sunquist y L. Farrell. 2002. Ecología del jaguar y el problema de la depredación de ganado en un hato de los llanos venezolanos, en R.A. Medellín *et al.* (eds.), *El jaguar en el nuevo milenio*. Fondo de Cultura Económica-UNAM-Wildlife Conservation Society, México, pp. 139-150.

Secaira, F., *et al.* 2005. Plan Eco-regional de ls Selvas Maya, zoque y Olmeca. PPY-TNC-FDN-PFB-Ecosur-WCS-CI-ASK-Propetén.

Sectur. 1994. *Estrategia nacional de ecoturismo para México*. Secretaría de Turismo, México.

Semarnap. 2000. *Programas de desarrollo sustentable de regiones marginadas, campesinas e indígenas (Proders): logros y retos para el desarrollo sustentable, 1994-2000*. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, México.

Semarnat. 2004. *Programa de empleo temporal*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

Semarnat. 2006. Acuerdo por el que se expide el Programa de Ordenamiento Ecológico Marino del Golfo de California. *Diario Oficial de la Federación*, 15 de diciembre de 2006, México.

Semarnat. 2008. *Estrategia nacional para el ordenamiento ecológico del territorio en mares y costas*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

Semarnat y Cecadesu. 2006. *Estrategia nacional de educación ambiental para la sustentabilidad en México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales-Centro de Educación y Capacitación para el Desarrollo Sustentable, México.

Stockwell, D.B.R., e I.R. Noble. 1992. Induction of sets of rules from animal distribution data: A robust and informative method of data analysis. *Mathematics and Computers in Simulation* **33**: 385-390.

Taber, A., C.L. Chetkiewicz, R.A. Medellín, A. Rabinowitz y K. Redford. 2002. La conservación del jaguar en el nuevo milenio, en R. Medein, C. Equihua, C.L. Chetkiewicz, P. Crawshaw, A. Rabinowitz et al. (eds.), *El jaguar en el nuevo milenio*. Fondo de Cultura Económica-UNAM-WCS, México, pp. 629-640.

Thorbjarnarson, J., F. Mazzotti, E. Sanderson, F. Buitrago, M. Lazcano-Barrero *et al.* 2006. Regional habitat conservation priorities for the American crocodile. *Biological Conservation* **128**: 25-36.

TNC. 2002. *The Gulf Coast prairies and marshes ecoregional conservation plan*. The Nature Conservancy, San Antonio.

TNC. 2004. *Global climate change initiative plan of action*. The Nature Conservancy, Arlington.

TNC y Bida. 2007. *Herramientas legales para la conservación voluntaria de tierras en México.* The Nature Conservancy-Biodiversidad y Desarrollo Armónico, A.C., México.

Toledo, C. 1999. Estrategia integral para el desarrollo sustentable de la región de la mariposa monarca, en J. Hoth, L. Merino, K. Oberhauser, I. Pisanty, S. Price *et al.* (eds.), *North American Conference on the Monarch Butterfly. Reunión de América del Norte sobre la mariposa monarca.* Comisión de Cooperación Ambiental de América del Norte, Montreal, pp. 29-45.

Twilley, R.R., E.J. Barron, H.L. Gholz, M.A. Harwell, R.L. Miller *et al.* 2001. *Confronting climate change in the Gulf coast region: Prospects for sustaining our ecological heritage.* Union of Concerned Scientists, Cambridge, Mass. - Ecological Society of America, Washington, D.C.

Ulloa, R., J. Torre, L. Bourillón, A. Gondor y N. Alcázar. 2006. *Planeación ecorregional para la conservación marina: Golfo de California y costa occidental de Baja California Sur.* Informe final a The Nature Conservancy. Comunidad y Biodiversidad, A.C., Guaymas.

Vitousek, P.M., C.M. D'Antonio, L.L. Loope y R. Westbrooks. 1996. Biological invasions as global environmental change. *American Scientist* **84**: 468-478.

WCMC. 1999. Tropical Montane Cloud Forest Initiative. Meeting to produce a Mexican National Action Plan for Cloud Forest Conservation, Pronatura Chiapas-CONABIO. Disponible en <*http://www.unep-wcmc.org/forest/cloudforest/english/timeline.htm*>.

Wigley, T.M.L. 2005. The climate change commitment. *Science* **307**: 1766-1769.

Wilcox, S., M.M. Grigione y K. Menke. 2005. *The Bordercats Working Group: Protecting neotropical cats in the U.S./Mexico borderlands*. Poster Presentation. Fifth Meeting on the Border Environment, Rosarito, Baja California, mayo de 2005.

Williams, P., L. Hannah, S. Andelman, G. Midgley, M. Araujo *et al.* 2005. Planning for climate change: Identifying minimum-dispersal corridors for the Cape Proteaceae. *Conservation Biology* **19**: 1063-1074.

Wilson, R.J., D. Gutiérrez, J. Gutiérrez, D. Martínez, R. Agudo *et al.* 2005. Changes to the elevational limits and extent of species ranges associated with climate change. *Ecology Letters* **8**: 1138-1146.

World Wildlife Fund. 2001. *Estrategia de conservación y desarrollo sustentable para la recuperación de la vaquita marina y su hábitat*, World Wildlife Fund. México.

WRI, UICN y PNUMA. 1992. *Estrategia global para la biodiversidad: pautas de acción para salvar, estudiar y usar en forma sostenible y equitativa la riqueza biológica de la tierra*. World Resources Institute-Unión Mundial para la Naturaleza-Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.

14 Zonas críticas y de alto riesgo para la conservación de la biodiversidad de México

AUTOR RESPONSABLE: Gerardo Ceballos
COAUTORES: Edmundo Díaz Pardo • Héctor Espinosa • Óscar Flores Villela • Andrés García • Lourdes Martínez • Enrique Martínez Meyer • Adolfo Navarro • Leticia Ochoa • Irma Salazar • Georgina Santos Barrera
REVISORES: Eric Mellink • Pedro Peña Garcillán

Contenido

Apéndices

Ceballos, G., *et al.* 2009. Zonas críticas y de alto riesgo para la conservación de la biodiversidad de México, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio.* CONABIO, México, pp. 575-600.

Resumen

Uno de los problemas ambientales globales más severos, producto de las actividades antropogénicas, es la pérdida de la diversidad biológica por la extinción de especies y poblaciones. La identificación de las especies amenazadas y de los sitios prioritarios para la conservación son los ejes fundamentales en las estrategias enfocadas a evitar la pérdida de la biodiversidad. Al mismo tiempo, permite hacer más eficiente el uso de recursos limitados. En México no se han definido especies y sitios prioritarios para la conservación de todos los vertebrados en conjunto (mamíferos, aves, reptiles, anfibios y peces de agua dulce). Aquí se presenta una estrategia de conservación con ese objetivo, denominada "Zonas críticas y de alto riesgo para la conservación de la biodiversidad de México". La estrategia se basa en la identificación de los sitios cero extinciones y de las áreas naturales protegidas prioritarias para la conservación.

Los sitios cero extinciones son zonas en las que se encuentran especies de distribución restringida, que solo se conocen de una o pocas localidades, en áreas geográficas menores de 10 000 km^2. Las áreas naturales protegidas prioritarias para la conservación son las necesarias para representar la diversidad biológica de vertebrados, por su riqueza de especies, unicidad y alto grado de amenaza por actividades antropogénicas. La estrategia ha identificado 415 sitios cero extinciones y 33 áreas naturales protegidas prioritarias, que son fundamentales para evitar la extinción de especies y poblaciones, y para el mantenimiento de la diversidad biológica de México. El 57% de las zonas críticas y de alto riesgo se encuentra incluido en áreas naturales protegidas y reservas privadas; el resto, los sitios cero extinciones, se encuentra fuera de reservas. Estos deben ser una prioridad de conservación y manejo.

Con objeto de tener mejor representada la diversidad de especies, en especial de las endémicas de México y en peligro de extinción, es urgente identificar nuevas zonas críticas y de alto riesgo. Como las áreas naturales protegidas son insuficientes para proteger la diversidad biológica, se deben establecer opciones de manejo compatibles con la conservación de las zonas críticas y de alto riesgo que no son susceptibles de ser protegidas en reservas. Entre los esquemas que ya se han instrumentado en México se encuentran las reservas privadas y ejidales, y el pago por servicios ambientales.

14.1 Introducción

La pérdida de especies y poblaciones es uno de los problemas ambientales más severos que resultan de las actividades antropogénicas. Las tasas de extinción de especies se han incrementado rápidamente en las últimas décadas. Miles de especies y cientos de miles de poblaciones se encuentran amenazadas con desaparecer de no instrumentarse estrategias efectivas para su conservación (Ehrlich y Ehrlich 1981; Channell y Lomolino 2000; Ceballos y Ehrlich 2002; MA 2005). Prevenir la pérdida de la diversidad biológica es un objetivo fundamental de la conservación en todas las escalas geográficas. Sin embargo, dadas las limitaciones en recursos humanos y económicos, se ha propuesto optimizar el uso de esos recursos y maximizar los esfuerzos para evitar la extinción de especies, mediante la selección de áreas prioritarias para la conservación (Caldecott *et al.* 1996; Kerr 1997; Margules y Pressey 2000; Kerley *et al.* 2003).

La selección de áreas prioritarias para la conservación se puede basar en su *diversidad biológica*, definida como la riqueza de especies o la concentración de especies endémicas, de distribución restringida o en peligro de extinción; en su *unicidad*, es decir, si son irremplazables porque incluyen especies exclusivas, y en su *grado de amenaza* por actividades antropogénicas (Pressey *et al.* 1993; Sisk *et al.* 1994; Williams *et al.* 1996; Ceballos *et al.* 1998; Van Jaarsveld *et al.* 1998; Margules y Pressey 2000). Las áreas de mayor prioridad son las que tienen una gran diversidad biológica, son irremplazables y presentan altos grados de amenaza (Myers 1988; Ceballos *et al.* 2005a; Ricketts *et al.* 2005).

Ejemplos notables de priorización de áreas para la conservación en el ámbito mundial son los *hotspots*, las áreas de endemismo de aves (Endemic Bird Areas, EBA) y los sitios cero extinciones. Los *hotspots* son sitios que albergan por lo menos 1 500 especies de plantas vasculares endémicas y que han perdido 70% o más de su vegetación original (Myers 1988; Myers *et al.* 2000). Las EBA son áreas que mantienen especies de aves de distribución restringida, muchas de ellas amenazadas con la extinción (BirdLife International 2008). Finalmente, los sitios cero extinciones son prioritarios para la conservación por la presencia de especies críticamente amenazadas —de acuerdo con la Unión Mundial para la Naturaleza— y restringidas a una sola o dos localidades (Ricketts *et al.* 2005).

En su análisis final, la priorización de áreas para la conservación tiene como objetivo determinar qué porcentaje de la diversidad está representada en las áreas naturales protegidas y qué áreas adicionales se requieren para mejorar la representatividad de especies (Caldecott *et al.* 1996; Dobson *et al.* 1997; Ceballos *et al.* 1998; Fairbanks *et al.* 2001; Rodrigues y Gaston 2002; Faith *et al.* 2003; véase el capítulo 16, este volumen). En este sentido, una estrategia de conservación a escalas nacional o mundial debe incorporar los sitios que se necesitan para representar el mayor número de especies en sistemas eficientes de reservas o áreas naturales protegidas (*e.g.*, Ceballos 2007). Sin embargo, las áreas naturales protegidas se han establecido en general obedeciendo criterios tanto sociales como ambientales, por lo que generalmente se desconoce su verdadera representatividad de la biota de una región (Rodrigues *et al.* 2004; Ceballos *et al.* 2005a).

A pesar de que México es uno de los países biológicamente más diversos, con altos porcentajes de especies endémicas y en peligro de extinción, y con un extenso sistema de áreas protegidas, hasta ahora no se sabe con certeza qué parte de la diversidad biológica del país está representada en ellas (Ceballos 2007; véase el capítulo 16, este volumen). Es poco también lo que se conoce acerca de los sitios prioritarios para la conservación desde el punto de vista de su diversidad biológica, su unicidad y su grado de amenaza. Esto es especialmente crítico dadas las altas tasas de destrucción de los ambientes naturales, el crecimiento de la población humana y el modelo de desarrollo económico, que ponen en riesgo un porcentaje considerable de la diversidad biológica del país (Challenger 1998).

En el presente capítulo se describe el desarrollo de una estrategia para la conservación de los vertebrados de México por medio de la identificación de las zonas críticas y de alto riesgo, que son las áreas prioritarias para la conservación por su diversidad biológica, su unicidad y su alto grado de amenaza. Su objetivo fundamental es identificar esas zonas prioritarias, para que en análisis posteriores se puedan determinar mecanismos para su permanencia a largo plazo. La determinación de las zonas críticas y de alto riesgo se basa en la identificación de los sitios cero extinciones y de las áreas naturales protegidas. Este esquema permite enfocar el problema de la conservación desde el nivel de especie —ya que los sitios cero extinciones se identifican por la presencia de especies altamente amenazadas— hasta el nivel de paisaje, dado que las áreas naturales protegidas abarcan grandes extensiones de terreno. En este sentido es una estrategia novedosa, que integra dos enfoques que no han sido combinados con anterioridad en una estrategia similar de conservación en ningún país.

14.2 Antecedentes

La selección de áreas prioritarias para la conservación es un tema que se ha promovido en México en las últimas dos décadas, primero por grupos de investigación del extranjero y más recientemente por investigadores nacionales (Ceballos *et al.* 1998; Bojórquez-Tapia *et al.* 2004; Cantú *et al.* 2004; Riemann y Ezcurra 2005; Ceballos 2007). Los avances son muy interesantes, e indican que nuestro país sobresale en el número de localidades de importancia para la conservación en el ámbito mundial, lo que podría esperarse por su alta diversidad biológica. Por ejemplo, de los 34 *hotspots* reconocidos actualmente, tres se localizan total o parcialmente en territorio mexicano (Fig. 14.1a; Myers *et al.* 2000). De la misma manera, de las 218 EBA, 21 se localizan en México (cuadro 14.1), lo que lo coloca como uno de los países con mayor concentración de estos sitios en el mundo (Fig. 14.1b). Finalmente, México es el país que encabeza la lista de sitios cero extinciones, ya que cuenta con 63 (Fig. 14.1c), en donde están representadas 82 especies (apéndice 14.1, en CD 3); estos sitios incluyen algunas especies que, además de tener distribuciones restringidas, son endémicas y se encuentran en riesgo de extinción. Otros países con alta concentración de sitios cero extinciones son Colombia, Brasil, Indonesia y China (Ricketts *et al.* 2005).

En México la principal estrategia para la conservación de la biodiversidad ha sido la creación de áreas naturales protegidas en el ámbito federal, que actualmente alcanzan la cifra de 164, e incluyen parques nacionales, reservas de la biosfera y santuarios de flora y fauna (Conanp 2008). Sin embargo, es poco lo que se conoce acerca de la efectividad de esas reservas para representar la diversidad biológica, es decir, la riqueza de especies del país. Una excepción notable son los análisis de la efectividad de las reservas para representar mamíferos, aves, reptiles, anfibios, algunas plantas y aspectos de la heterogeneidad ambiental (Ceballos *et al.* 1998; Ceballos 1999; Ceballos y Márquez 2000; Cantú *et al.* 2004; Santos-Barrera *et al.* 2004; Riemann y Ezcurra 2005). Los análisis de vertebrados se han basado en la evaluación de entre 20 y 40 por ciento de las áreas naturales protegidas, ya que solo han incluido las reservas que cuentan con inventarios recientes de vertebrados. Los resultados más

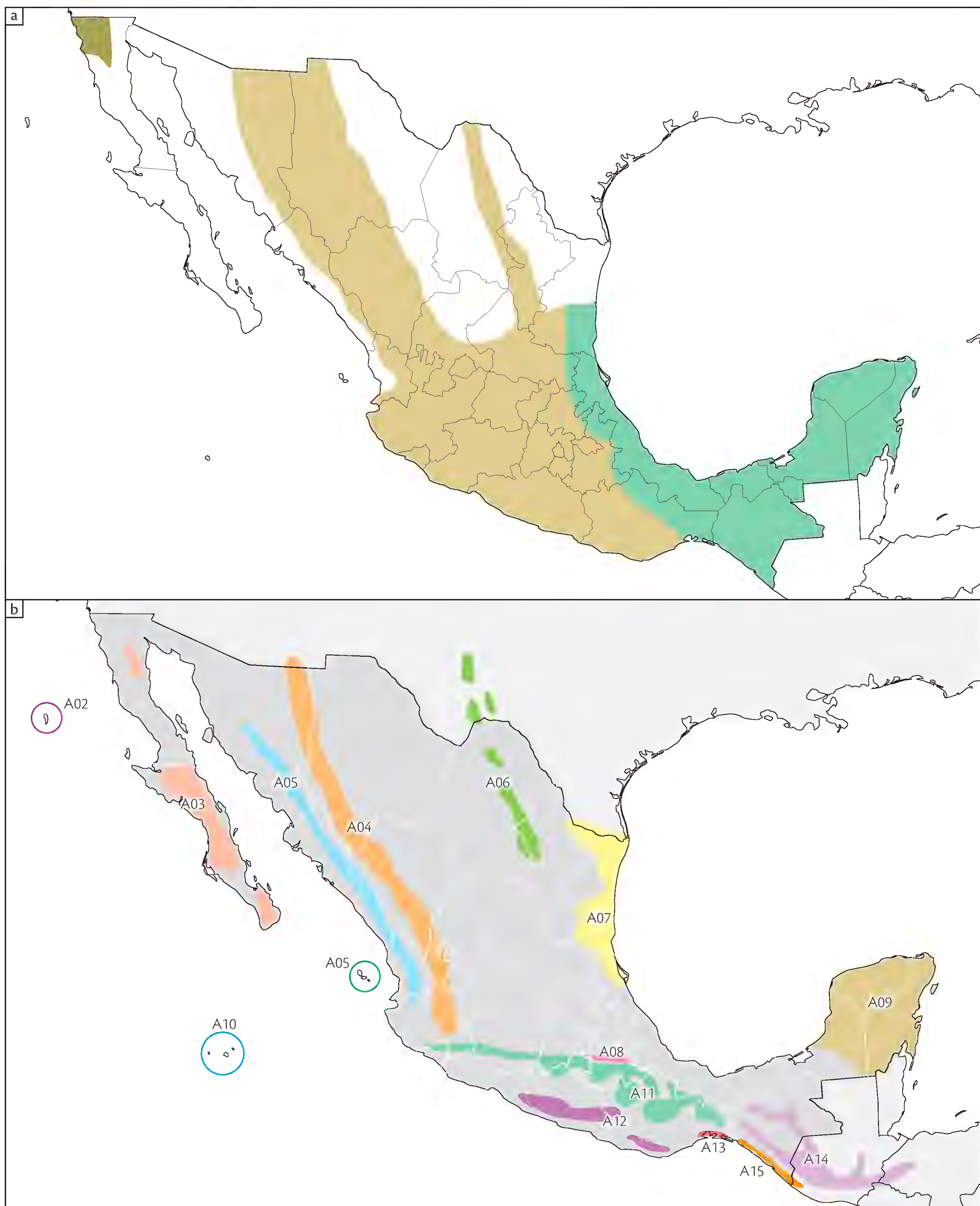


Figura 14.1 [*Esta página y la siguiente*] Sitios de México identificados como prioritarios en el ámbito mundial: ***(a)*** *Hotspots* (Myers *et al*. 2000); ***(b)*** algunas áreas de aves endémicas, EBA (Bibby *et al*. 1992); ***(c)*** sitios cero extinciones (Ricketts *et al*. 2005). Nota: se indican con letras y números las EBA y sus nombres están en el cuadro 14.1.

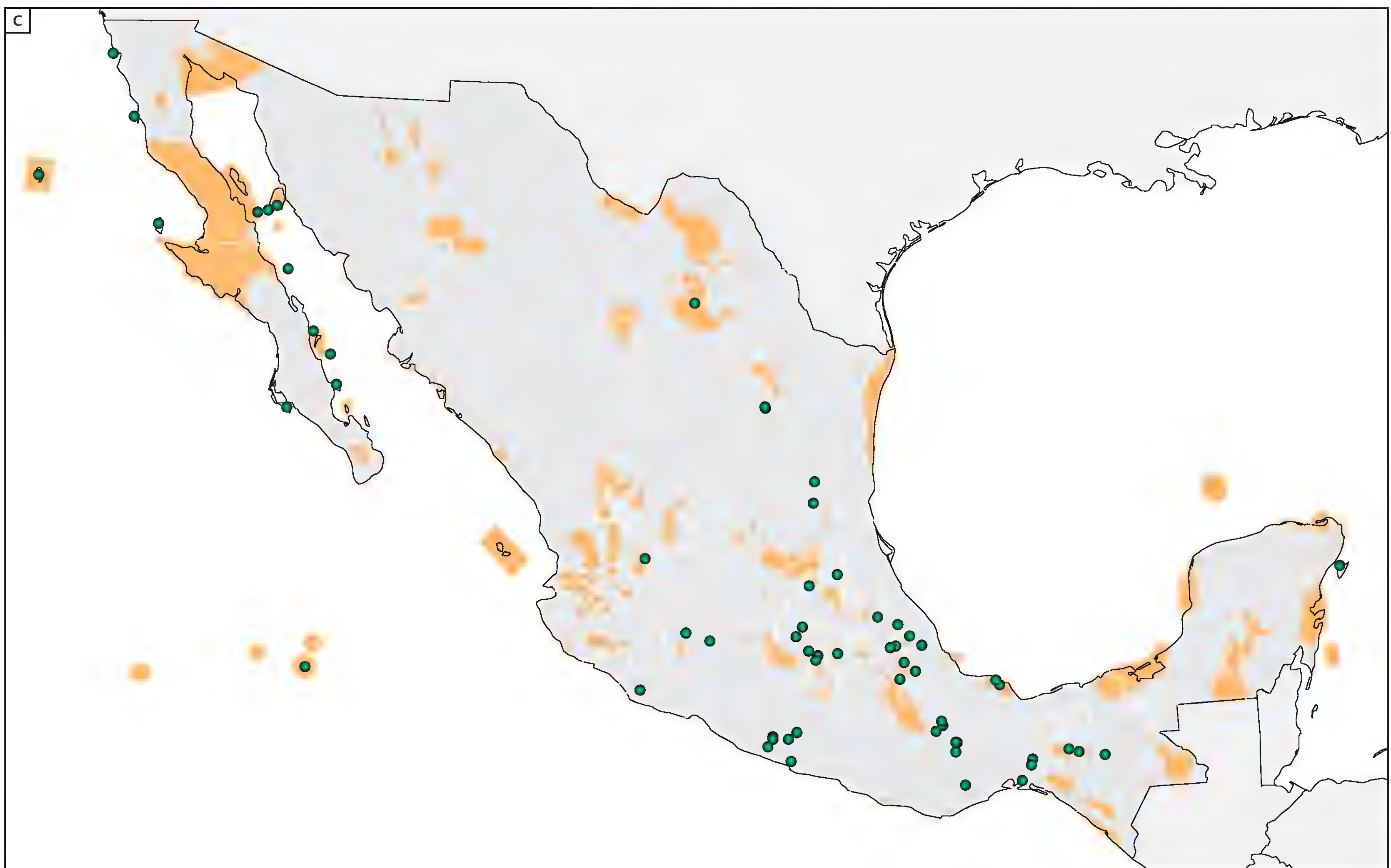


Figura 14.1 [*Concluye*].

interesantes son que en las áreas naturales protegidas está representado un número considerable de las especies de vertebrados de México, y que se han identificado algunas áreas adicionales necesarias para aumentar el número de especies representadas.

Por otro lado, recientemente se han evaluado los sitios en los que están representadas todas las especies de reptiles y anfibios del país, lo que permite, a su vez, actualizar las evaluaciones de los sitios prioritarios para la conservación (Ochoa-Ochoa y Flores Villela 2006).

14.3 Métodos

14.3.1 Sitios cero extinciones

Los sitios cero extinciones se identificaron de dos maneras. En primer lugar, se incluyeron todos los sitios ya identificados en México por la Alianza Cero Extinciones (Ricketts *et al.* 2005). En segundo lugar, se identificaron sitios adicionales usando criterios similares a los de la estrategia internacional, con algunas modificaciones (cuadro 14.2). El primer criterio de la Alianza Cero Extinciones indica que los sitios seleccionados deben ser los únicos sitios en los que se encuentra una o más especies en peligro de extinción o críticamente amenazadas de acuerdo con la clasificación de la Unión Mundial para la Naturaleza (IUCN 2007). Dado que el conocimiento sobre la situación actual de las especies de vertebrados de México es limitado, se optó por modificar este criterio y establecer como criterio fundamental la presencia de una o más especies con distribuciones restringidas.

Las especies consideradas de distribución restringida se definieron de manera *ad hoc* para cada grupo de vertebrados, pero en todos los casos el límite para ser incluidas fue un área de distribución geográfica no mayor de 10 000 km^2 (cuadro 14.2). Algunos grupos como el de aves migratorias o tortugas marinas se incluyeron si su distribución en la época de reproducción es restringida, a pesar de que tengan en otras fases de su ciclo de vida áreas de distribución amplias; las áreas de distribución se obtuvieron de la literatura respectiva. Los métodos utilizados para estimar las distribuciones en cada clase fueron diferentes: en el caso de los mamíferos la evaluación se basó en primera instancia en el trabajo de Patterson *et al.* (2003) que incluye mapas georreferenciados de to-

Cuadro 14.1 Áreas prioritarias para la conservación en México, de acuerdo con tres diferentes enfoques

I. *Hotspots*	Extensión (km^2)	Especies endémicas y en peligro
Bosques de las sierras Madre	461 265	45
Mesoamérica	1 130 019	292
Provincia Florística de California	293 804	17
II. EBA (áreas de aves endémicas)	**Extensión (km^2)**	**Especies restringidas al área**
Baja California (A03)	43 000	2
Balsas e interior de Oaxaca	110 000	10
California	180 000	6*
Ciénegas del centro de México (A08)	10 000	2
Este de Yucatán (A09)	—	1*
Isla Clarión (A10)	—	1
Isla Cozumel (A09)	490	4
Isla Guadalupe (A02)	280	2
Istmo de Tehuantepec	6 700	2
Los Tuxtlas y Uxpanapa	14 000	3
Montañas del norte de Centroamérica	150 000	21*
Planicie costera del norte de Centroamérica	30 000	3*
Norte de la Sierra Madre Oriental	15 000	2
Noreste de la vertiente del Golfo	100 000	4
Sierra Madre del Sur	12 000	5
Sierra Madre Occidental y Eje Neovolcánico (A04)	230 000	7
Isla Socorro (A10)	150	4
Bosques de karst del sur de México	—	1
Matorral costero del sur de Veracruz	—	1
Sur de la Sierra Madre Oriental	31 000	4
Matorral costero de la Península de Yucatán	3 400	—
III. Sitios cero extinciones	**Número de sitios**	**Especies restringidas**
Total	595	794
México	63	82

Fuentes: *hotspots* (Myers 1988; Myers *et al.* 2000); EBA (Bibby *et al.* 1992); sitios cero extinciones (Ricketts *et al.* 2005).
* Sitios compartidos con otro país. En las EBA se indica entre paréntesis la clave con la que se identifican en la figura 14.1.

das las especies de América. Esos mapas se integraron en un sistema de información geográfico en ArcView, con el que se determinaron las especies de distribución restringida en México; la lista de especies obtenida se corroboró y actualizó con el trabajo de Ceballos y Oliva (2005). Con esta información se elaboró la lista de las especies de distribución restringida. Finalmente, las localidades puntuales donde se ha registrado cada especie se obtuvieron de la base de datos de Arita y Ceballos (1997). Para determinar las especies de aves, reptiles y anfibios se siguió un método similar con las siguientes modificaciones: en el caso de las aves, las áreas de distribución restringida se determinaron con base en los mapas de NatureServe editado por Ridgely y colaboradores (2003). La lista obtenida se corroboró con el trabajo de Howell y Webb (1995). Finalmente, las localidades puntuales donde se ha registrado cada especie se obtuvieron de la base de datos de Navarro (1994) y Navarro *et al.* (2002). En el caso de los reptiles y anfibios, las áreas de distribución se obtuvieron de NatureServe (2003), modificadas con la base de datos de A. García (obs. pers). La taxonomía se modificó de acuerdo con el trabajo de Ochoa-Ochoa y Flores-Villela

Cuadro 14.2 Criterios utilizados por la Alianza Cero Extinciones y por este trabajo para determinar los sitios cero extinciones

Alianza Cero Extinciones[a]	Este trabajo
• El sitio debe tener una o más especies en peligro o críticamente amenazadas de acuerdo con la clasificación de la Unión Mundial para la Naturaleza.[b]	• Todos los sitios identificados por la Alianza Cero Extinciones. • Sitios con la presencia de por lo menos una especie de vertebrado de distribución restringida. Se identificó adicionalmente si estas especies son endémicas de México o se encuentran en peligro de extinción. La distribución restringida se definió de acuerdo con la siguiente información:
• El sitio debe ser el único donde una o más de esas especies existen o debe mantener 95% de la población de una o más de esas especies o ser fundamental en un segmento de la historia de vida de las especies migratorias.	– Mamíferos de distribución restringida: igual o menor a 10 000 km^2. – Aves de distribución restringida: igual o menor a 10 000 km^2. – Reptiles de distribución restringida: igual o menor a 5 000 km^2. – Anfibios de distribución restringida: igual o menor a 5 000 km^2. – Peces de distribución restringida: igual o menor a 100 km^2.
• El sitio debe tener límites bien identificados.	• El sitio debe ser el único de donde se conoce una o más de esas especies o debe mantener 95% de la población de una o más de esas especies o ser fundamental en una parte de la historia de vida de las especies migratorias. • El sitio debe tener límites bien identificados.

[a] Ricketts *et al.* 2005.
[b] *<www.iucnredlist.org>*

(2006) y otras fuentes especializadas (Flores-Villela 1993; Flores-Villela y Canseco-Márquez 2004). Las localidades donde se ha registrado cada especie se obtuvieron de la base de datos y literatura compilada durante la Evaluación mundial de reptiles y anfibios y su conservación en México (Santos-Barrera y García 2006).

Para cada especie de distribución restringida se determinó también si son endémicas o si están catalogadas en riesgo de extinción en las categorías de amenazada o en peligro de extinción, de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2001 (Semarnat 2002) o de acuerdo con la *Lista roja* de la UICN (2005).

Los sitios cero extinciones se determinaron de acuerdo con la presencia de una o más especies de distribución restringida. Con el sistema de información geográfica se mapearon todas las localidades con especies de distribución restringida y se identificaron los sitios cero extinciones, que se ubicaron en áreas de 10 000 km^2 o menores, y cuyo centroide está representado por las coordenadas geográficas de las especies de distribución restringida.

14.3.2 Áreas naturales protegidas

El análisis de las áreas naturales protegidas requirió compilar una base de datos de las reservas que cuentan con inventarios recientes (es decir, de 1990 a la fecha) de especies de vertebrados terrestres. La base de datos se compiló de estudios ya publicados o en prensa (Ceballos *et al.* 1998; Ceballos 1999; Ceballos y Márquez 2000; Santos-Barrera *et al.* 2004; Ceballos 2007). Esto limitó el análisis dado que existen muchas reservas que no cuentan con inventarios de fauna, y los inventarios disponibles para diferentes grupos de vertebrados no coinciden entre reservas en muchas ocasiones. En la sección de resultados se indica para cada grupo de vertebrados el número y las reservas que se usaron para los análisis. Es evidente que el número de especies de vertebrados representados en las áreas naturales protegidas es mayor que el que se reporta aquí. Sin embargo, es importante aclarar que en el caso de los mamíferos y aves esto no limitó los resultados ya que, dado que se conocen bien las distribuciones geográficas de las especies, se pudo llevar a cabo un análisis adicional para determinar si las especies no representadas en las reservas evaluadas estaban registradas en otras reservas sin inventarios completos. El caso de los reptiles y anfibios es más complicado, ya que su distribución no es bien conocida, por lo que no se pudo llevar a cabo el análisis adicional para determinar si algunas de esas especies están registradas en otras reservas. Por lo tanto, los resultados seguramente están subrepresentando el número de especies en las áreas naturales protegidas.

Con objeto de jerarquizar la importancia de la conservación de las áreas naturales protegidas con base en su riqueza de especies, se utilizó un método de complementariedad, que tiene como propósito maximizar el número de especies representadas en el menor número de reservas (Margules y Pressey 2000). El número de especies que aporta cada reserva en el análisis indica su jerarquía para la conservación, y esto se refleja en el orden en que

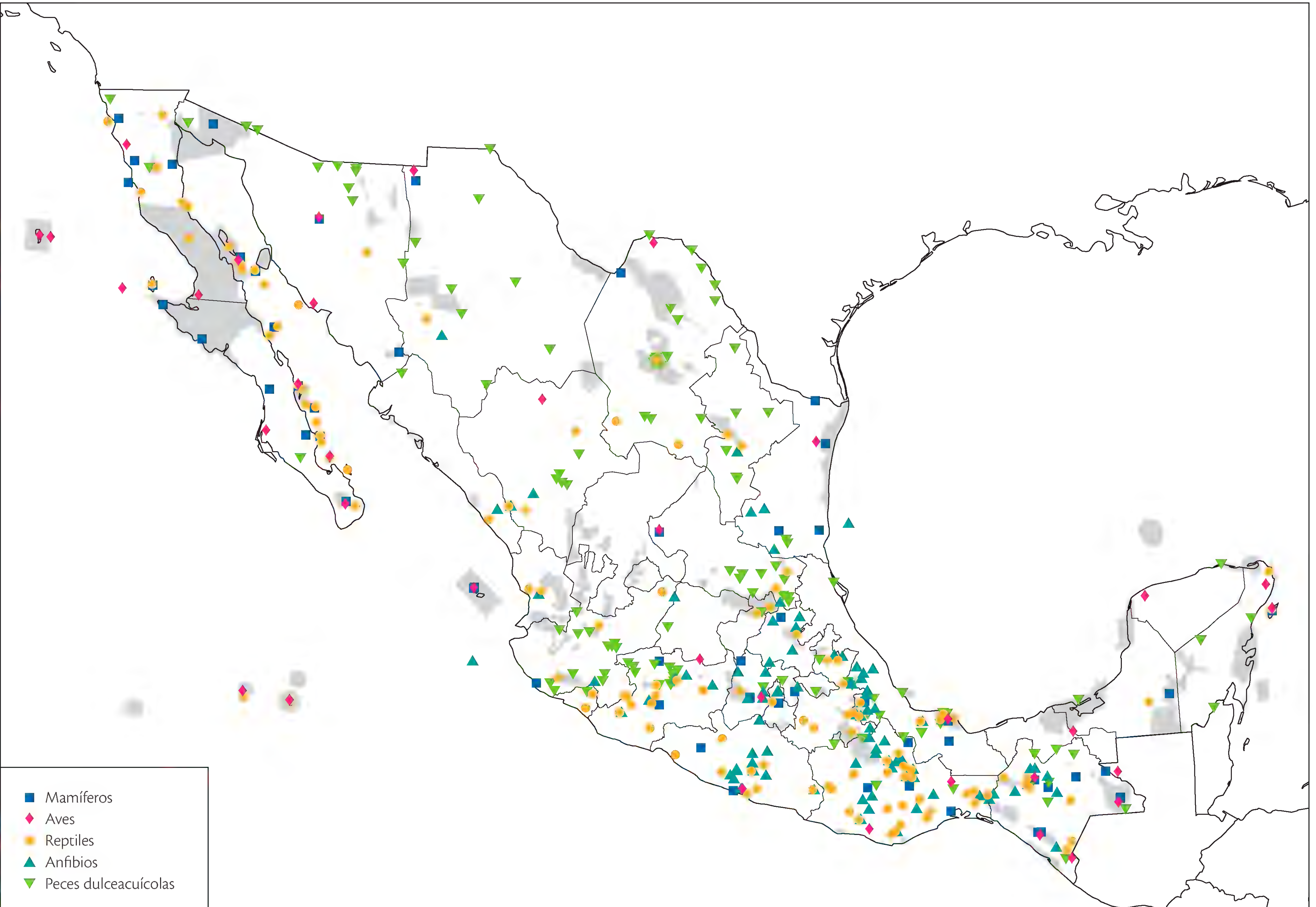


Figura 14.2 Sitios cero extinciones seleccionados por la presencia de mamíferos terrestres, aves, reptiles, anfibios y peces dulceacuícolas de distribución restringida. Nota: las zonas sombreadas indican las áreas naturales protegidas federales.

aparecen en la gráfica de complementariedad. Las reservas con una mayor contribución de especies son las de mayor prioridad para la conservación. Una vez determinada esta jerarquía se identificaron las reservas con un mayor grado de amenaza, con base en información ya publicada.

14.4 Sitios cero extinciones

El número total de sitios cero extinciones identificados, es decir, el conjunto de los identificados para mamíferos, aves, reptiles, anfibios y peces dulceacuícolas, es de 415 (Fig. 14.2). Esto refleja la extraordinaria diversidad biológica de México y su alta endemicidad. Representa también la enorme complejidad de instrumentar las estrategias de conservación adecuadas de estos sitios.

14.4.1 Mamíferos

Las especies de mamíferos de distribución restringida se definieron como aquéllas con rangos de distribución de hasta 10 000 km^2, lo que equivale a menos de 1% del territorio nacional (Ceballos 2007). El número de mamíferos terrestres con distribución restringida fue de 115, lo que representa alrededor de 26% de las 462 especies de mamíferos terrestres para las cuales se compilaron datos (cuadros 14.3 y 14.4; Ceballos 2007). De estas especies, 65 (55%) son endémicas de México y 50 (42%) se encuentran en riesgo de extinción. Ochenta y seis de estas especies (72%) son además endémicas de México o se encuentran en peligro de extinción (véase apéndice 14.2, en CD 3).

Estas 115 especies se encuentran distribuidas en 64 localidades de 17 estados (Fig. 14.3; apéndice 14.2, en CD 3). Los estados con mayor número de localidades y especies son Chiapas, Oaxaca, Baja California y Baja California Sur, los dos últimos por su fauna insular. El número de especies varía de una a siete por localidad, pero la mayoría (95%) de las localidades presentan solo una especie. Las localidades con más especies son Chajul (Chiapas, 7 especies), Janos (Chihuahua, 5), Sierra de Juárez (Oaxaca, 5), Isla Cozumel (Quintana Roo, 4) y San Pedro Mártir (Baja California, 1). Es interesante notar que tres de estas localidades (Chajul, Cozumel y San Pedro Mártir) son reservas ya establecidas, y una adicional (Janos) está propuesta como reserva de la biosfera. También es interesante destacar que 49 especies se encuentran en localidades que están en áreas naturales protegidas.

14.4.2 Aves

Las especies de aves con distribución restringida se definieron también como aquéllas con distribuciones de hasta 10 000 km^2. Para el caso de las aves, en los criterios de

Cuadro 14.3 Mamíferos terrestres de México[1] y su estatus

	Especies					
Orden	**Total**	**Restringidas**	**Endémicas**	**Extintas**	**En riesgo[2]**	**En reservas**
Didelphimorphia	8	2	0	0	2	8
Xenarthra	4	1	0	0	2	4
Insectivora	24	10	11	0	5	15
Chiroptera	138	10	15	0	5	126
Primates	3	0	0	0	3	3
Carnivora	33	3	3	4	14	27
Perissodactyla	1	0	0	0	1	1
Artiodactyla	10	4	0	1	4	9
Rodentia	227	79	109	6	42	148
Lagomorpha	14	6	7	0	3	12
Total	**462**	**115**	**145**	**11**	**81**	**353**

Fuente: modificado de Ceballos y Oliva (2005) y Ceballos (2007).
[1] Para el total de las especies compiladas en la base de datos de 30 áreas protegidas, véanse detalles en el texto.
[2] UICN (2005).
Nota: las especies de distribución restringida, usadas para definir los sitios cero extinciones, se indican en la columna de "especies restringidas".

Cuadro 14.4 Mamíferos terrestres de distribución restringida y su estatus

	Especies				
Orden	**Total**	**Restringidas**	**Endémicas**	**En riesgo**	**En reservas**
Didelphimorphia	8	2	0	1	2
Xenarthra	4	1	0	1	1
Insectivora	24	10	5	3	5
Chiroptera	138	10	4	2	7
Primates	3	0	0	0	0
Carnivora	33	3	1	2	1
Perissodactyla	1	0	0	0	0
Artiodactyla	10	4	0	4	4
Rodentia	227	79	49	29	23
Lagomorpha	14	6	6	4	4
Total	**462**	**115**	**65**	**46**	**47**

Notas: la primera columna indica el número total de especies en cada orden compiladas en la base de datos; las siguientes columnas se refieren exclusivamente a las especies de distribución restringida (n = 115) e indican el número de las que son endémicas de México, se encuentran catalogadas en riesgo de extinción (UICN 2005) y están representadas en reservas (apéndice 14.2, en CD 3).

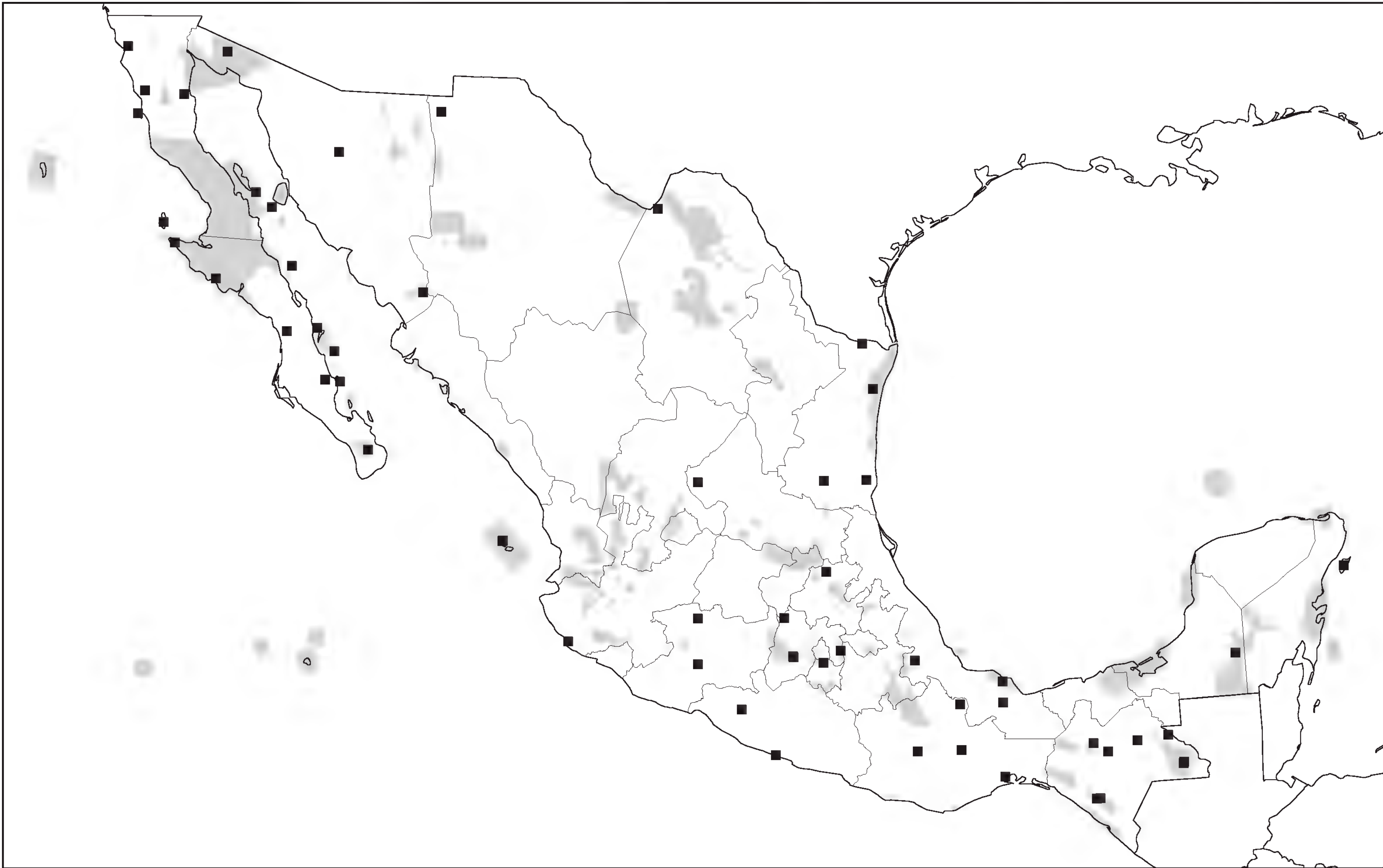


Figura 14.3 Sitios cero extinciones seleccionados por la presencia de mamíferos terrestres de distribución restringida. Nota: las zonas sombreadas indican las áreas naturales protegidas federales.

riesgo se consideraron además subespecies y otras categorías de la NOM-059-SEMARNAT-2001. El número de aves terrestres clasificadas como prioritarias para la estrategia de sitios cero extinciones es de 80, lo que representa alrededor de 7.5% del total nacional, ya que en México se han registrado alrededor de 1 076 especies de aves (cuadros 14.5 y 14.6) (Escalante-Pliego *et al.* 1993; Ceballos y Márquez 2000). De esas 80 especies, 36 (45%) son además endémicas de México y 67 (84%) se encuentran en riesgo de extinción (apéndice 14.3, en CD 3).

Estas especies están distribuidas en 43 localidades de 20 estados (Fig. 14.4, apéndice 14.3 en CD 3). Los estados con mayor número de localidades y especies son Chiapas, Oaxaca y Quintana Roo. El número de especies en sitios cero extinciones varía de una a seis por localidad, pero la mayoría (95%) de las localidades presentan solo una especie. Entre las localidades con más especies se encuentran las Islas Revillagigedo, la Isla Guadalupe, Chajul y El Triunfo, en Chiapas, y Cozumel. No hemos podido determinar todavía el número de estas especies que se encuentran representadas en reservas.

14.4.3 Reptiles

De las 804 especies de reptiles de México (Flores-Villela y Canseco-Márquez 2004), 169 especies, alrededor de 21% del total nacional, son prioritarias en esta estrategia de sitios cero extinciones (cuadros 14.7 y 14.8). Todas estas especies, con excepción de las tortugas marinas, presentan distribuciones restringidas de hasta 5 000 km^2, son

Cuadro 14.5 Aves de México y su estatus

Orden	Especies				
	Total	Restringidas	Endémicas	En riesgo[1]	En reservas
Tinamiformes	4	0	0	1	4
Gaviiformes	4	0	0	0	4
Podicipediformes	6	0	0	0	3
Procellariiformes	32	6	2	10	17
Pelecaniformes	17	0	0	3	17
Ciconiiformes	23	1	0	8	23
Phoenicopteriformes	1	1	0	1	1
Anseriformes	40	3	0	10	35
Falconiformes	57	5	0	42	55
Galliformes	27	2	6	11	24
Gruiformes	20	3	0	12	18
Charadriiformes	98	5	2	11	94
Columbiformes	24	2	2	10	22
Psittaciformes	22	8	5	15	20
Cuculiformes	12	1	0	2	10
Strigiformes	31	3	3	21	27
Caprimulgiformes	16	1	1	2	12
Apodiformes	71	8	17	25	65
Trogoniformes	9	1	2	5	9
Coraciiformes	11	0	11	4	9
Piciformes	32	1	4	12	25
Passeriformes	519	29	56	124	501
Total	**1 076**	**80**	**111**	**329**	**995**

Fuente: modificado de Ceballos y Márquez (2002). Las especies que se usaron para definir los sitios cero extinciones se indican en la columna de especies restringidas.

[1] NOM-059-SEMARNAT-2001.

Cuadro 14.6 Aves de distribución restringida y su estatus

	Especies				
Orden	**Total**	**Restringidas**	**Endémicas**	**En riesgo**	**En reservas**
Tinamiformes	4	0	0	0	0
Gaviiformes	4	0	0	0	0
Podicipediformes	6	0	0	0	0
Procellariiformes	32	6	0	6	5
Pelecaniformes	17	0	0	0	0
Ciconiiformes	23	1	0	1	1
Phoenicopteriformes	1	1	0	0	1
Anseriformes	40	3	0	2	3
Falconiformes	57	5	0	5	4
Galliformes	27	2	0	2	1
Gruiformes	20	3	1	3	2
Charadriiformes	98	5	0	5	5
Columbiformes	24	2	2	2	2
Psittaciformes	22	8	4	8	7
Cuculiformes	12	1	0	1	0
Strigiformes	31	3	1	3	3
Caprimulgiformes	16	1	0	1	1
Apodiformes	71	8	6	4	5
Trogoniformes	9	1	0	1	1
Coraciiformes	11	0	0	0	0
Piciformes	32	1	0	1	1
Passeriformes	519	29	22	22	14
Total	**1 076**	**80**	**36**	**67**	**56**

Nota: la primera columna indica el número total de especies en cada orden. Las siguientes columnas se refieren exclusivamente a las especies de distribución restringida (n = 80) e indican el número de las que son endémicas de México, se encuentran catalogadas en riesgo de extinción (NOM-059-SEMARNAT-2001) y están representadas en reservas.

Cuadro 14.7 Reptiles de México y su estatus

	Especies				
Orden	**Total**	**Restringidas**	**Endémicas**	**En riesgo**[1]	**En reservas**
Amphisbenidae	3	1	3	1	1
Sauria	388	96	249	101	229
Serpentes	363	64	190	69	233
Testudines	47	8[2]	15	5	29
Crocodylia	3	0	0	3	3
Total	**804**	**169**[2]	**457**	**179**	**495**

Fuente: modificado de Santos *et al*. (en prensa).

Nota: las especies que se usaron para definir los sitios cero extinciones se indican en la columna de especies restringidas.

[1] NOM-059-SEMARNAT-2001.

[2] Incluye las tortugas marinas.

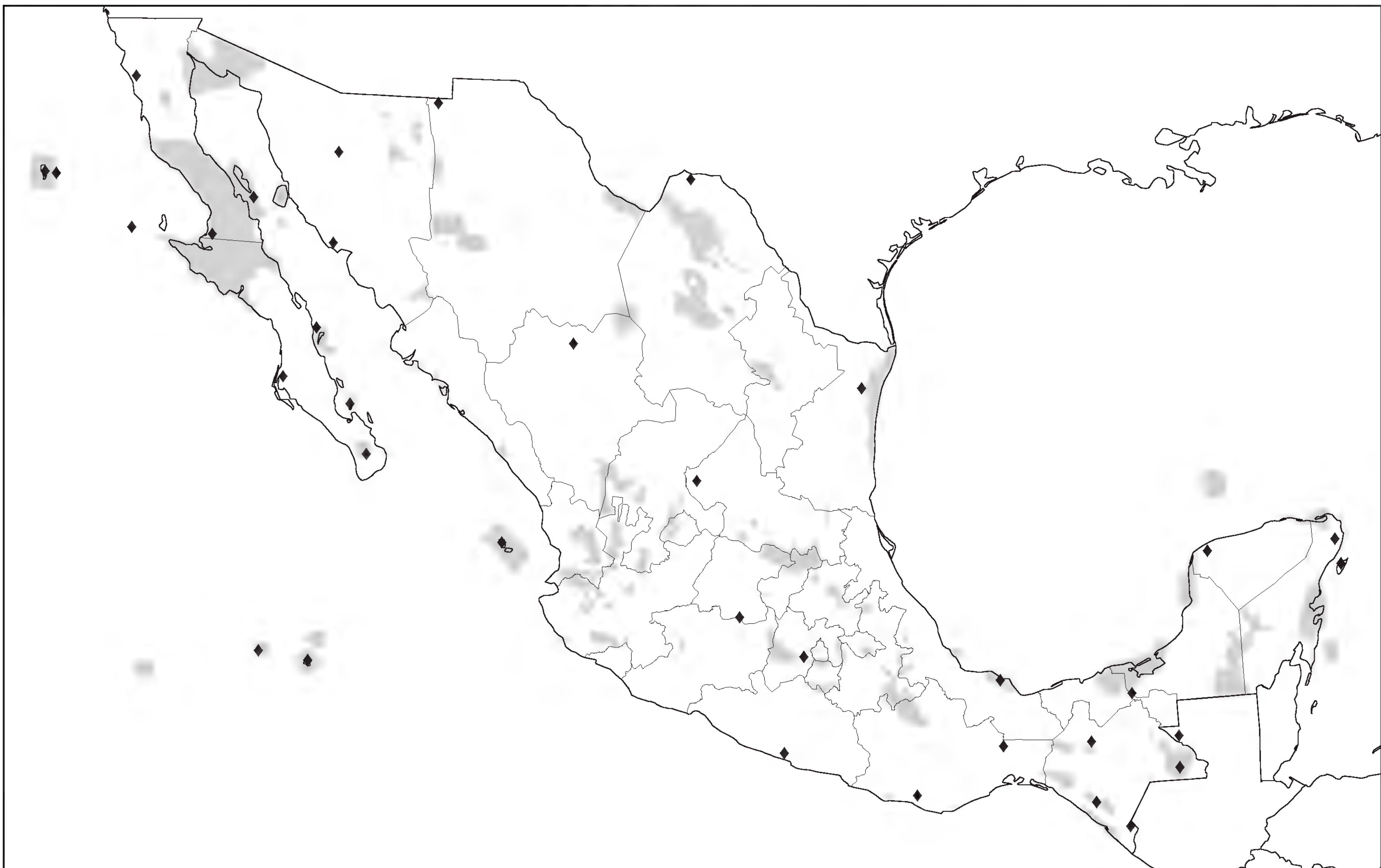


Figura 14.4 Sitios cero extinciones seleccionados por la presencia de especies de aves de distribución restringida. Nota: las zonas sombreadas indican las áreas naturales protegidas federales.

Cuadro 14.8 Reptiles de distribución restringida y su estatus

	Especies				
Orden	**Total**	**Restringidas**	**Endémicas**	**En riesgo**	**En reservas**
Amphisbenidae	3	1	1	1	1
Sauria	388	96	96	57	50
Serpentes	363	64	63	36	28
Testudines	47	8	3	2	2
Crocodylia	3	0	0	0	0
Total	**804**	**169**	**163**	**96**	**81**

Nota: la primera columna indica el número total de especies en cada orden; las siguientes se refieren exclusivamente a las especies de distribución restringida, incluyendo cinco tortugas marinas (n = 169) e indican el número de las que son endémicas de México, se encuentran catalogadas en riesgo de extinción (NOM-059-SEMARNAT-2001) y están representadas en reservas (apéndice 14.4, en CD 3).

endémicas de México y 96 (57%) se encuentran en riesgo de extinción (véase apéndice 14.4, en CD 3). Las cinco especies de tortugas marinas adicionales tienen amplias distribuciones, pero sus áreas de anidación son muy restringidas.

Estas especies se encuentran distribuidas en 119 localidades de 23 estados (Fig. 14.5; apéndice 14.4, en CD 3). Entre los estados con mayor número de localidades y especies se encuentran Oaxaca, Baja California, Baja California Sur, Chiapas, Guerrero y Veracruz. El número de especies varía de una a seis por localidad, pero un porcentaje considerable (70%) de las localidades tiene solo

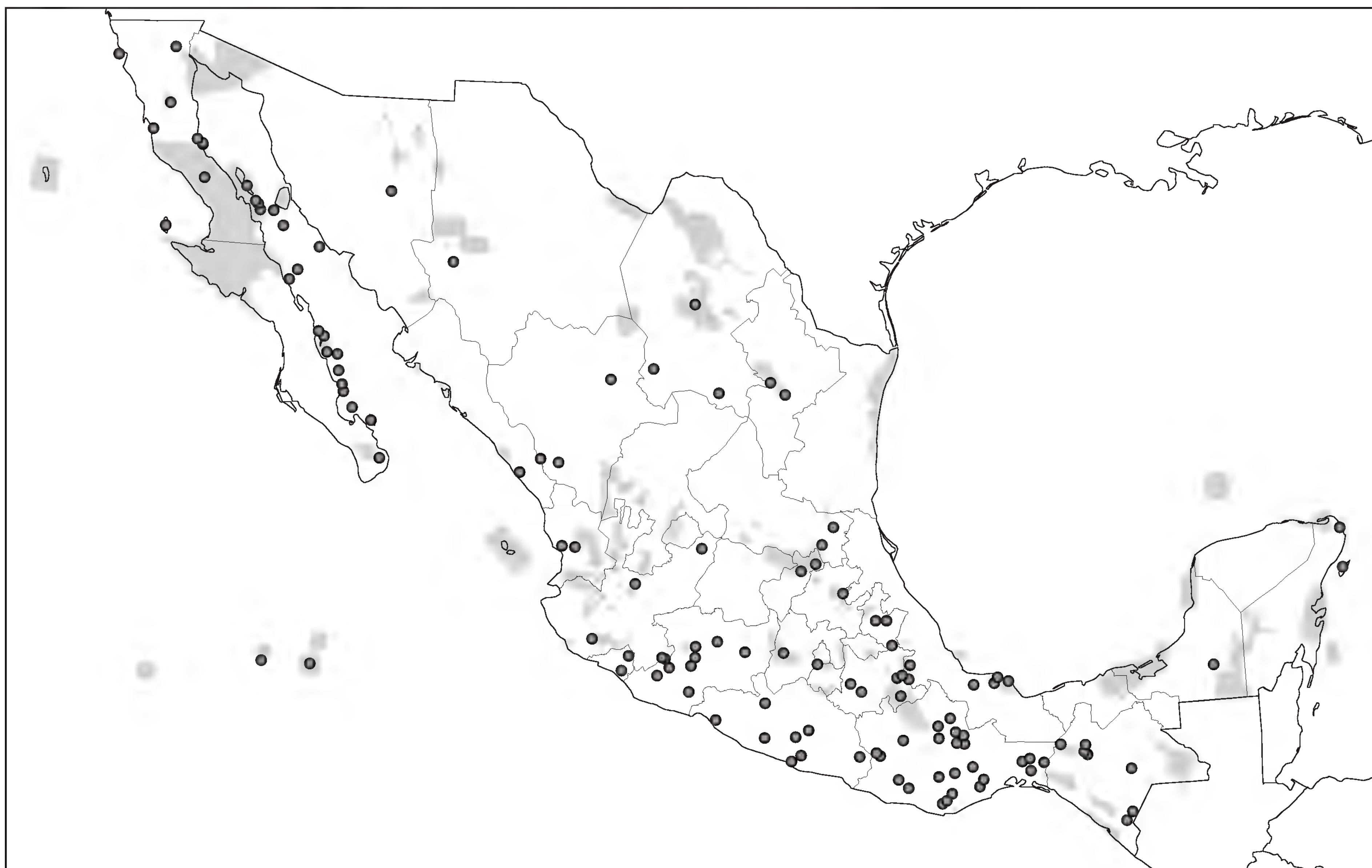


Figura 14.5 Sitios cero extinciones seleccionados por la presencia de especies de reptiles de distribución restringida. Nota: las zonas sombreadas indican las áreas naturales protegidas federales.

una especie. Las localidades con más especies se encuentran en los alrededores de Guelatao de Juárez (Oaxaca), Isla Cerralvo e Isla Santa Catalina. En localidades ubicadas en áreas naturales protegidas se encuentra 51% (86) de las especies cero extinciones.

Para las tortugas marinas las playas más importantes se encuentran en Michoacán, Guerrero, Oaxaca, Quintana Roo, Yucatán y Tamaulipas (cuadro 14.9). En las playas de Escobilla (Oaxaca) y Rancho Nuevo (Tamaulipas) ocurrieron las últimas arribazones, en algunos casos de cientos de miles de individuos, de tortuga golfina (*Lepidochelys olivacea)* y tortuga lora (*Lepidochelys kempii*), respectivamente. Las playas de Cahuitán (Oaxaca) y Tierra Colorada (Guerrero), presentan los mejores sitios de anidación de la tortuga laúd *(Dermochelys coriacea)*, que es la más amenazada de las tortugas marinas.

14.4.4 Anfibios

De las 360 especies de anfibios de México (Flores-Villela y Canseco-Márquez 2004), 121 son prioritarias en esta estrategia de sitios cero extinciones; esto representa alrededor de 33% del total nacional (cuadros 14.10 y 14.11). Todas estas especies presentan distribuciones restringidas de hasta 5 000 km^2, son endémicas de México y 70 de ellas (58%) se encuentran consideradas en riesgo de extinción (apéndice 14.5, en (CD 3)). Estas especies se encuentran distribuidas en 92 localidades de 18 estados (Fig. 14.6). Entre los estados con mayor número de localidades y especies se encuentran Guerrero, Oaxaca y Veracruz.

El número de especies en sitios cero extinciones varía de una a seis por localidad, pero un porcentaje considerable (45%) de las localidades presenta solo una especie. Entre las localidades con más especies están en los alrededores de Xico (Veracruz), Atoyac de Álvarez (Guerrero) e Ixtlán de Juárez (Oaxaca).

14.4.5 Peces dulceacuícolas

Los peces son uno de los grupos de vertebrados con un mayor número de especies de distribución restringida y de mayor vulnerabilidad a la extinción. De hecho, por lo

menos 14 especies se han extinguido en las últimas décadas (Ceballos y Eccardi 2003). En México se han registrado 432 especies de peces dulceacuícolas (cuadro 14.12) y 563 especies marinas, vicarias y estuarinas que penetran o viven en ambientes continentales (Myers 1938, 1951; Espinosa *et al.* 1993; Castro-Aguirre *et al.* 1999; Miller *et al.* 2006). De las especies duceacuícolas, 208 presentan distribuciones restringidas, menores de 1 000 km^2, de forma natural o como consecuencia de actividades antropogénicas, por lo que son la base para definir los sitios cero extinciones (cuadro 14.12). De estas especies, 104 (50%) son endémicas de México y 104 (50%) se encuentran en riesgo de extinción (apéndice 14.6, en CD 3).

Estas especies se encuentran distribuidas en 112 localidades de 23 estados (Fig. 14.7). Entre los estados con mayor número de localidades y especies se encuentran Chihuahua, Oaxaca, Michoacán, Veracruz y Jalisco. El número de especies en sitios cero extinciones varía de una a ocho por localidad, pero un porcentaje considerable (46%) de las localidades presentan solo una especie. Entre las localidades con más especies están los lagos de Pátzcuaro (Michoacán) y Chapala (Jalisco), Cuatrociénegas (Coahuila), el Río Verde (San Luis Potosí) y la Laguna Chichancanab (Quintana Roo) (apéndice 14.6 en CD 3).

Cuadro 14.9 Playas más importantes para la anidación de tortugas marinas en México

Especie (nombre común)	Playa
Lepidochelys olivacea (golfina)	Escobilla, Michoacán Ixtapilla, Michoacán Morro Ayuta, Oaxaca
Dermochelys coriacea (laúd)	Tierra Colorada, Guerrero Mexiquillo, Michoacán Cahuitán (Llano Grande), Oaxaca
Eretmochelys imbricata (de carey)	Punta Xen, Campeche Chenkán, Campeche Isla Aguada, Campeche Las Coloradas, Yucatán El Cuyo, Yucatán Holbox, Yucatán
Lepidochelys kempii (lora)	Rancho Nuevo, Tamaulipas Tecolutla, Veracruz
Caretta caretta (caguama)	Xcacel, Quintana Roo Ría Lagartos, Yucatán
Chelonia mydas (prieta)	Xcacel, Quintana Roo Colula, Michoacán Maruata, Michoacán Islas Revillagigedo, Nayarit

Cuadro 14.10 Anfibios de México y su estatus

	Especies				
Orden	**Total**	**Restringidas**	**Endémicas**	**En riesgo**[1]	**En reservas**
Anura	231	51	137	54	102
Caudata	128	22	103	59	35
Gymnophiona	1	0	1	1	1
Total	**360**	**121**	**241**	**114**	**138**

Fuente: modificado de Santos *et al.* (en prensa).
Nota: las especies que se usaron para definir los sitios cero extinciones se indican en la columna de especies restringidas.
[1] NOM-059-SEMARNAT-2001.

Cuadro 14.11 Anfibios de distribución restringida y su estatus

	Especies				
Orden	**Total**	**Restringidas**	**Endémicas**	**En riesgo**	**En reservas**
Anura	231	51	51	31	13
Caudata	128	70	70	39	14
Gymnophiona	1	0	0	0	0
Total	**360**	**121**	**121**	**70**	**27**

Nota: la primera columna indica el número total de especies en cada orden; las siguientes se refieren exclusivamente a las especies de distribución restringida (n = 121) e indican el número de las que son endémicas de México, se encuentran catalogadas en peligro de extinción (NOM-059-SEMARNAT-2001) y están representadas en reservas (apéndice 14.5, en CD 3).

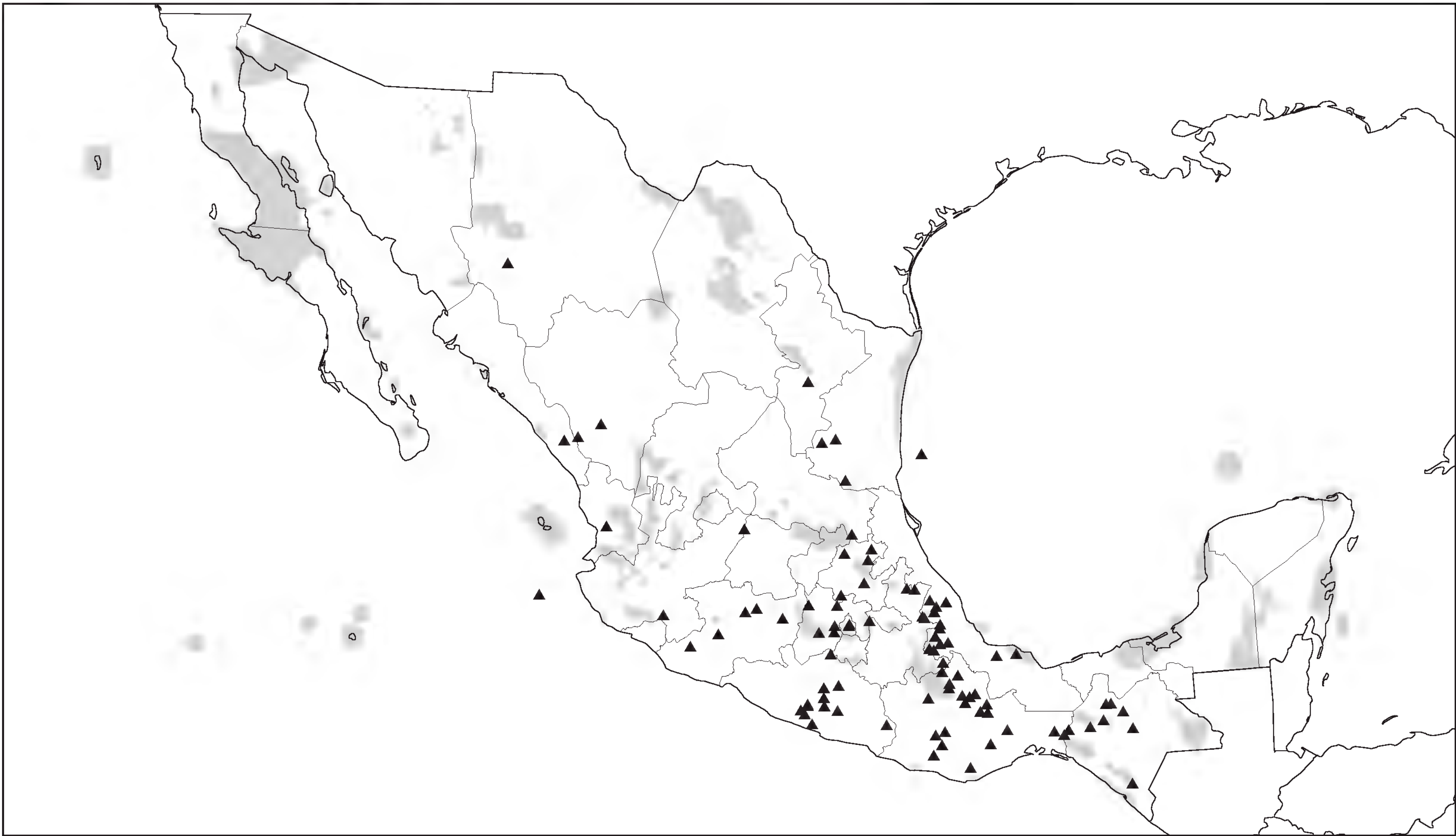


Figura 14.6 Sitios cero extinciones seleccionados por la presencia de especies de anfibios de distribución restringida. Nota: las zonas sombreadas representan las áreas naturales protegidas federales.

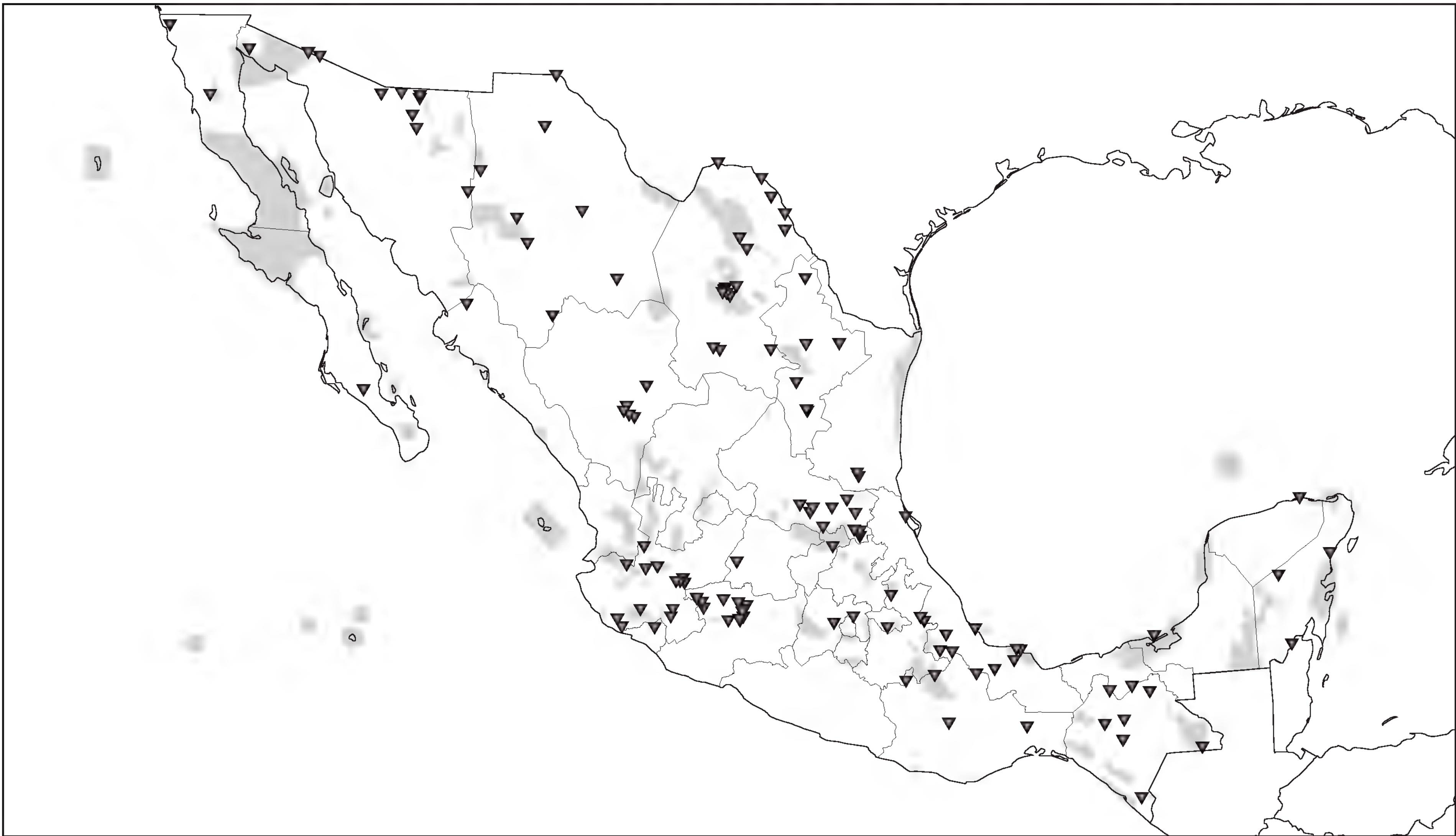


Figura 14.7 Sitios cero extinciones seleccionados por la presencia de especies de peces dulceacuícolas de distribución restringida. Nota: las zonas sombreadas representan las áreas naturales protegidas federales.

Cuadro 14.12 Peces dulceacuícolas de México y su estatus

Orden	Especies				
	Total	Restringidas	Endémicas	En riesgo[1]	En reservas
Petromyzontiformes	3	2	2	2	2
Acipenseriformes	2	2	0	2	1
Lepisosteiformes	4	0	0	0	1
Clupeiformes	4	0	0	0	0
Cypriniformes	98	54	64	23	60
Characiformes	9	2	1	0	1
Siluriformes	30	8	13	0	12
Gymnotiformes	1	1	0	0	0
Salmonidae	3	2	2	2	2
Ophidiiformes	1	1	1	0	1
Batrachoidiformes	1	0	1	0	0
Mugiliformes	1	0	0	0	0
Atheriniformes	39	28	33	7	9
Beloniformes	2	0	2	0	0
Cyprinodontiformes	182	95	155	43	69
Gasterosteiformes	2	1	1	1	1
Synbranchiformes	3	0	2	0	1
Scorpaeniformes	1	0	0	0	1
Perciformes	63	16	43	7	16
Total	**449**	**212**	**320**	**87**	**177**

Fuente: modificado de Espinosa *et al.* (1993).
[1] UICN 2005.
Nota: las especies que se usaron para definir los sitios cero extinciones se indican en la columna especies restringidas (véase apéndice 14.6, en (CD 3)).

14.5 Áreas naturales protegidas

Las áreas naturales protegidas incluyen más de 164 reservas de la biosfera, parques nacionales, áreas de protección de flora y fauna y santuarios (Conanp 2008). Sin embargo, el número de reservas con inventarios recientes y confiables es reducido, lo que subestima tanto el número de especies total como el de distribución restringida representadas en ellas. El número de reservas analizadas para los mamíferos representó 18% del total; en el caso de las aves fue de 41%, en el de reptiles de 19% y en el de anfibios de 13%. En este sentido, las conclusiones corresponden a un escenario conservador.[1]

De los resultados de estos análisis se desprenden recomendaciones concretas de conservación, que se describen a continuación:

1] Existe una serie de áreas naturales protegidas que destacan por su diversidad biológica, su unicidad y su grado de amenaza, por lo que han sido catalogadas como zonas críticas y de alto riesgo para la conservación. Estas reservas deben considerarse de la más alta prioridad para la conservación.

2] Es evidente la necesidad de incrementar el número de áreas naturales protegidas, con objeto de tener mejor representada la riqueza de especies, en especial de las endémicas de México y en riesgo de extinción. Es imperativo que la selección de las nuevas áreas que pudieran incorporarse al Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas sea hecha por medio de métodos cuantitativos, para maximizar el número de especies protegidas en el menor número de reservas.

3] Las áreas naturales protegidas son insuficientes para proteger la diversidad biológica de México, sobre todo

si se considera la enorme riqueza de especies de plantas e invertebrados. En ese sentido, es indudable que existen oportunidades de mantener una fracción considerable de la diversidad biológica del país en áreas con algún tipo de manejo que sea compatible con la conservación. Esto es posible aun en regiones con una alta deforestación, que pueden tener valor de conservación para algunas especies (Daily *et al.* 2003). Es menester que académicos y conservacionistas evalúen el potencial de tales regiones para definir reglas de manejo que permitan optimizar el número de especies nativas en esos paisajes alterados por actividades antropogénicas.

14.5.1 Representatividad de mamíferos

El análisis se basa en 30 reservas (cuadro 14.13) que cuentan con inventarios de campo recientes y publicados de mamíferos (Ceballos 2007). En estas reservas hay representadas 353 especies de mamíferos, lo que significa 76% del total de especies de México (cuadro 14.3). Otras 26 especies se registraron en 11 reservas con inventarios incompletos, lo que incrementa el total de especies a 82% (379 especies). El porcentaje de especies en áreas protegidas varía de 100% en órdenes como Primates a 62% en Insectivora. El mayor número de especies representadas en reservas, 148 (42% de los mamíferos incluidos en la base de datos), son roedores. Cada especie fue registrada, en promedio, en cinco reservas, pero hay una gran variación entre especies. Las especies representadas en las reservas incluyen 80 endémicas (55% del total de especies endémicas), 53 (45%) restringidas y 48 (59%) en riesgo de extinción.

En relación con la importancia de las reservas por su complementariedad, los resultados más relevantes indicaron que las cinco reservas más importantes para la conservación de mamíferos son la Lacandona, Janos, Manantlán, Islas del Golfo y Ajusco (Fig. 14.8). Estas reservas están dispersas a lo largo del territorio nacional y representan los principales biomas, que incluyen la selva alta perennifolia (reserva de Montes Azules), las selvas secas (Manantlán), los matorrales y pastizales áridos y semiáridos (Islas del Golfo y Janos) y los bosques templados (Ajusco). Es decir, el análisis de complementariedad reflejó estos patrones biogeográficos de distribución de los mamíferos terrestres de México.

Con 19 reservas adicionales se logra la representación de las 353 especies de mamíferos protegidos (Fig. 14.8). Es decir que tales reservas son el mínimo necesario para

Cuadro 14.13 Riqueza de especies, especies en riesgo, endémicas y de distribución restringida de mamíferos terrestres en 30 áreas naturales protegidas de México

Reserva	Especies		
	Riqueza	En riesgo	Endémicas
Montes Azules[1]	117	17	2
El Triunfo	112	11	5
Manantlán	104	11	21
Calakmul	95	12	1
El Cielo	92	9	6
Chamela-Cuixmala[1]	71	10	17
El Ocote[1]	92	11	3
La Sepultura[1]	87	9	5
Los Tuxtlas[1]	85	10	4
Sian Ka'an	85	11	2
La Encrucijada[1]	72	8	2
Janos[1]	82	7	1
Maderas del Carmen	72	8	2
Nevado de Colima	57	6	10
Omiltemi[1]	55	5	4
Ajusco[1]	46	3	9
Nevado de Toluca[1]	46	3	9
San Pedro Mártir[1]	46	8	2
Islas del Golfo[1]	45	14	20
Vizcaíno	44	5	4
La Laguna	43	3	3
Mapimí	42	4	2
Popo-Izta[1]	42	2	9
El Pinacate	41	4	0
La Malinche[1]	40	0	5
Michilía	40	1	5
Zempoala[1]	37	1	9
Zoquiapan[1]	37	1	9
Desierto de los Leones	33	0	5
El Chico	33	1	2
Total	**353[2]**	**195**	**178**

[1] Reservas más amenazadas por actividades antropogénicas (véanse detalles en el texto).

[2] Total de las especies en reservas, descontando las compartidas en varias reservas.

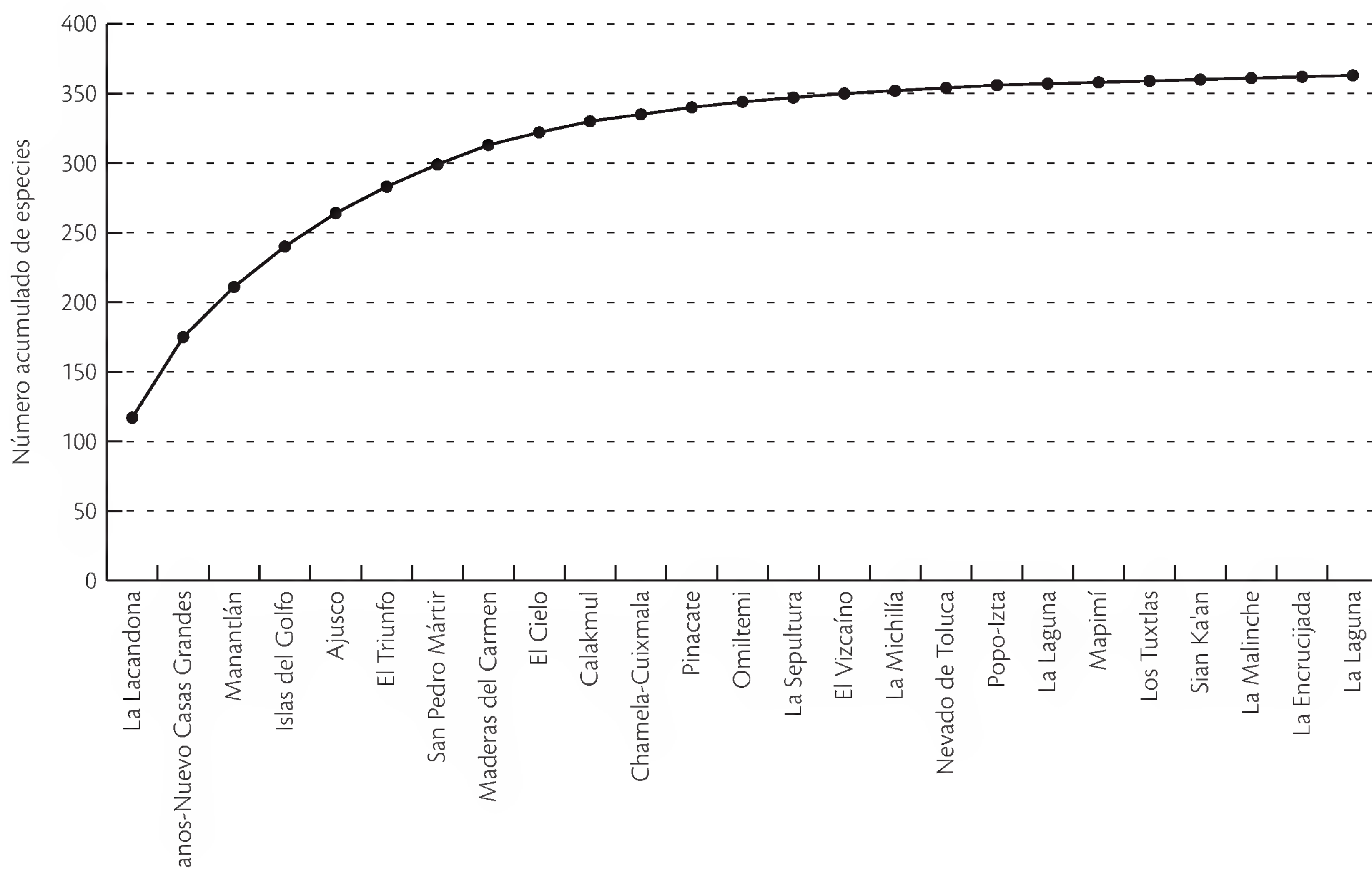


Figura 14.8 Áreas naturales protegidas necesarias para tener representadas 76% de las especies de mamíferos terrestres de México por lo menos una vez. Notas: otras 26 especies que no se muestran se encuentran en 11 reservas que no cuentan con inventarios completos. Del resto de las especies no se tiene información suficiente para determinar si se encuentran representadas en reservas federales.

tener por lo menos una población protegida de esas especies de mamíferos. El resto de las reservas son necesarias, sin embargo, para proteger poblaciones adicionales de las especies menos representadas. Adicionalmente, 11 reservas sin inventarios completos de mamíferos tienen representadas 26 especies adicionales (Ceballos 2007).

Los análisis de especies endémicas, restringidas y en riesgo de extinción indicaron que si se usan algunos de estos grupos de especies como criterio principal para determinar la complementariedad, se requieren menos reservas para tener representadas todas las especies. Esto no es sorprendente, ya que el número de especies en tales grupos es menor que el total de especies protegidas. En todos los casos las primeras 10 reservas, es decir las que contribuyeron con un mayor número de especies, fueron muy similares.

Las reservas más amenazadas por actividades antropogénicas son 16, que incluyen sitios como Los Tuxtlas, que ha perdido la mayor parte de su vegetación natural (Dirzo y García 1992), Montes Azules, que presenta altas tasas de deforestación en la zona de influencia de la reserva (Mendoza y Dirzo 1999), y Janos y Cuatrociénegas, que están amenazados por la sobreexplotación del agua y el avance de la frontera agrícola (Ceballos *et al.* 2005b; Souza *et al.* 2006).

14.5.2 Representatividad de aves

El análisis se basa en 67 reservas que cuentan con inventarios de campo recientes y publicados de aves (G. Ceballos, en revisión). En estas reservas hay representadas 995 especies de aves, lo que significa 92% del total de especies de aves de México (cuadro 14.5). El porcentaje de especies protegidas en los diferentes órdenes varía de 100 a 22 por ciento. Cada especie se encuentra, en promedio, en dos reservas, con una variación de una a 17 reservas. Las especies representadas en las reservas incluyen 73 endémicas (66% del total de especies endémicas) y 322 (98%) en riesgo de extinción (cuadro 14.5).

El análisis de complementariedad mostró que con 32 reservas (cuadro 14.14) se logra la representación de las 995 especies de aves protegidas (Fig. 14.9). Las seis reservas más importantes para la conservación de las aves son Los Tuxtlas, Sierra de Álamos-Río Cuchujaqui, El Ocote,

Cuadro 14.14 Riqueza de especies y especies endémicas de aves en 32 áreas naturales protegidas de México

Reserva	Especies	
	Riqueza	Endémicas
Los Tuxtlas[1]	468	13
Sierra de Álamos	320	50
El Ocote[1]	474	22
El Vizcaíno	171	6
Manantlán[1]	293	68
Janos[1]	203	16
Ría Lagartos[1]	333	19
Paxtal	342	15
Islas Revillagigedo[1]	92	10
San Pedro Mártir	88	7
Montes Azules[1]	363	7
Cozumel	198	14
Tehuacán-Cuicatlán	124	29
La Sepultura[1]	308	16
Tancítaro[1]	184	40
El Cielo	416	39
Ciénegas del Fuerte	131	4
Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado[1]	191	6
Islas del Golfo (Rasa)[1]	48	6
Chamela-Cuixmala[1]	311	44
Sian Ka'an	356	19
Sierra de La Laguna	104	4
Cumbres de Monterrey	144	22
Isla Guadalupe[1]	104	5
Tutuaca	105	19
Ciénegas del Lerma	75	5
El Triunfo[1]	354	14
Lagunas de Montebello	255	12
Omiltemi[1]	211	46
La Encrucijada[1]	196	5
Rancho Los Ángeles, Coah.	89	8
Yaxchilán[1]	272	1

[1] Reservas más amenazadas por actividades antropogénicas (véanse detalles en el texto).

El Vizcaíno, Sierra de Manantlán y Janos (Fig. 14.9). Se necesitan otras 35 para representar a las 1 076 especies en reservas.

Al igual que con los mamíferos, si se consideran las especies endémicas, restringidas y en peligro de extinción como criterio principal para determinar la complementariedad, se requieren menos reservas para tener representada la totalidad de especies. En todos los casos las primeras reservas, es decir las que contribuyeron con un mayor número de especies, fueron similares.

De estas reservas, las más amenazadas por actividades antropogénicas son 17, que incluyen sitios como Chamela-Cuixmala amenazado por la deforestación y los desarrollos turísticos (Ceballos y García 1995), El Ocote, que es un remanente de selva alta con grandes presiones de deforestación (Castillo *et al.* 1998; Conanp 2000) y el alto Golfo, que está amenazado por la desaparición del Río Colorado y la posibilidad de quedar sin suministro de agua por el manejo que se hace en Estados Unidos, que incluye acciones como el revestimiento de canales (Glenn *et al.* 1992).

14.5.3 Representatividad de reptiles

El análisis se basa en 31 reservas que cuentan con inventarios de campo recientes y publicados de reptiles (Santos-Barrera *et al.* 2004). En estas reservas hay representadas 495 especies de reptiles que significan 61% del total de especies (cuadro 14.7). El porcentaje de especies protegidas varía de 33 a 100 por ciento. El mayor número de especies no representadas en reservas, 159, son saurios. Cada especie fue registrada, en promedio, en tres reservas, pero hay una gran variación entre especies. Las especies representadas en las reservas incluyen 225 endémicas (49% del total de especies endémicas) y 107 (60%) en riesgo de extinción.

Las cinco reservas más importantes para la conservación de reptiles por su complementariedad son Los Tuxtlas, Islas del Golfo de California, Sierra Gorda, Tehuacán-Cuicatlán y Chamela-Cuixmala (cuadro 14.15 y Fig. 14.10). Se requieren otras 26 reservas para representar las 495 especies de las reservas evaluadas.

14.5.4 Representatividad de anfibios

El análisis se basa en 22 reservas que cuentan con inventarios de campo publicados de anfibios (Santos-Barrera *et al.* 2004). En estas reservas hay representadas 138 especies, lo que significa 38% del total (cuadro 14.10).

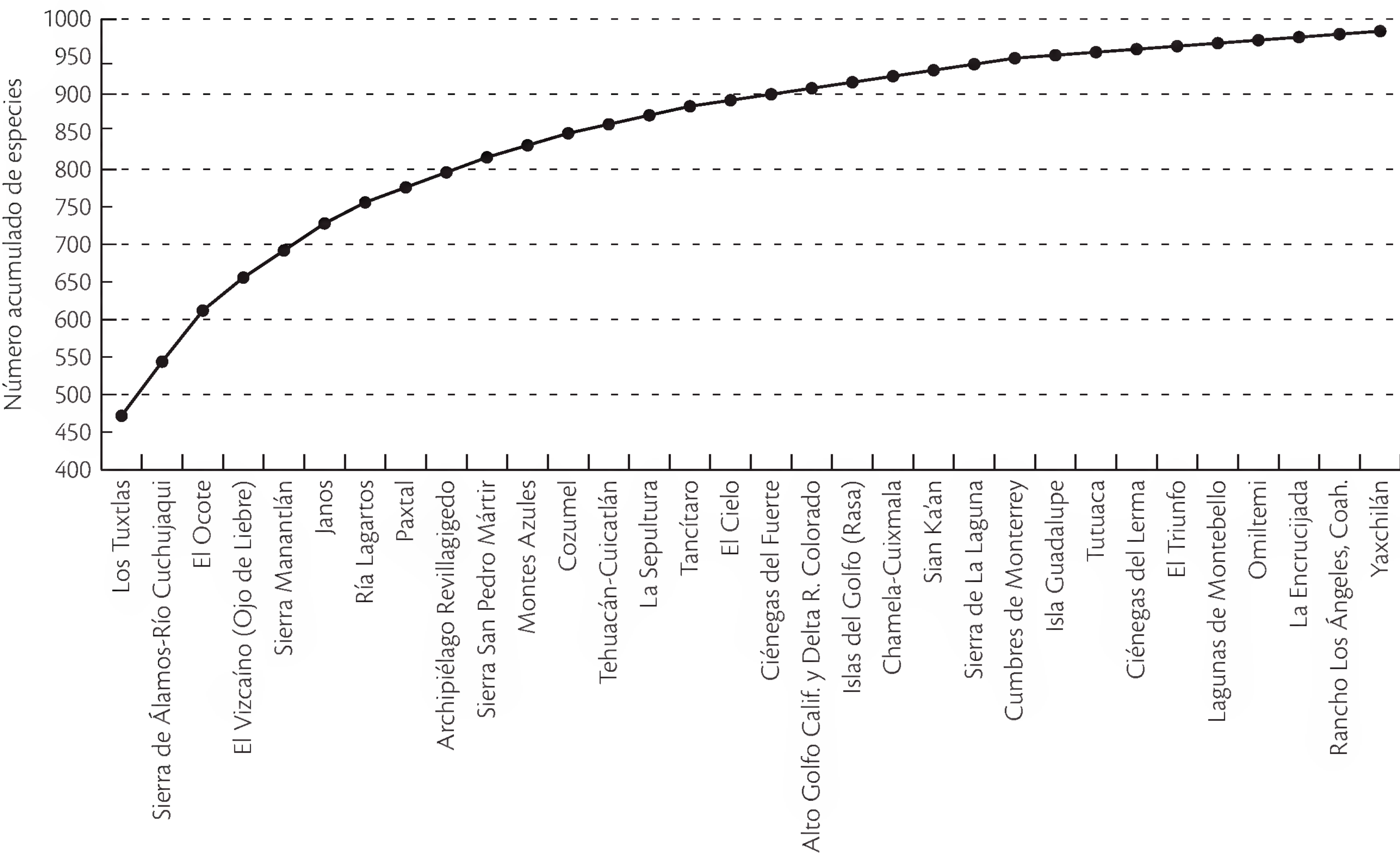


Figura 14.9 Áreas naturales protegidas necesarias para tener representadas 92% de las especies de aves de México por lo menos una vez. Nota: del resto de las especies no se tiene información suficiente para determinar si se encuentran representadas en reservas federales.

Cuadro 14.15 Riqueza de especies, especies en riesgo y endémicas de reptiles en 31 áreas naturales protegidas de México

Reserva	Especies		
	Riqueza	En riesgo	Endémicas
Los Tuxtlas	113	48	17
Islas del Golfo	91	47	52
Sierra Gorda	99	47	42
Tehuacán-Cuicatlán	68	36	44
Chamela-Cuixmala	65	33	29
Cuatrociénegas	51	28	4
Calakmul	72	31	6
El Triunfo	41	13	4
Parque Omiltemi	29	15	20
El Pinacate	35	18	0
Corredor Biológico Chichinautzin	40	19	28
La Sepultura	48	18	9
Cañón Santa Elena	52	28	1
Mapimí	40	17	3
El Vizcaíno	39	23	7
Sierra de Manantlán	32	22	19

Cuadro 14.15 [*concluye*]

Reserva	Especies		
	Riqueza	**En riesgo**	**Endémicas**
El Cielo	56	19	12
El Ocote	50	19	3
Sierra de la Laguna	33	22	15
Ría Lagartos	53	19	5
La Encrucijada	43	20	2
Sierra de Huautla	52	21	27
Archipiélago de Revillagigedo	7	5	3
Sierra de Santa Rosa	20	9	12
Lagunas de Zempoala	10	4	6
Pantanos de Centla	59	29	1
Islas Marías	26	15	10
Montes Azules	43	19	0
La Michilía	16	10	6
Sian Ka'an	40	19	1
Desierto de los Leones	9	3	9

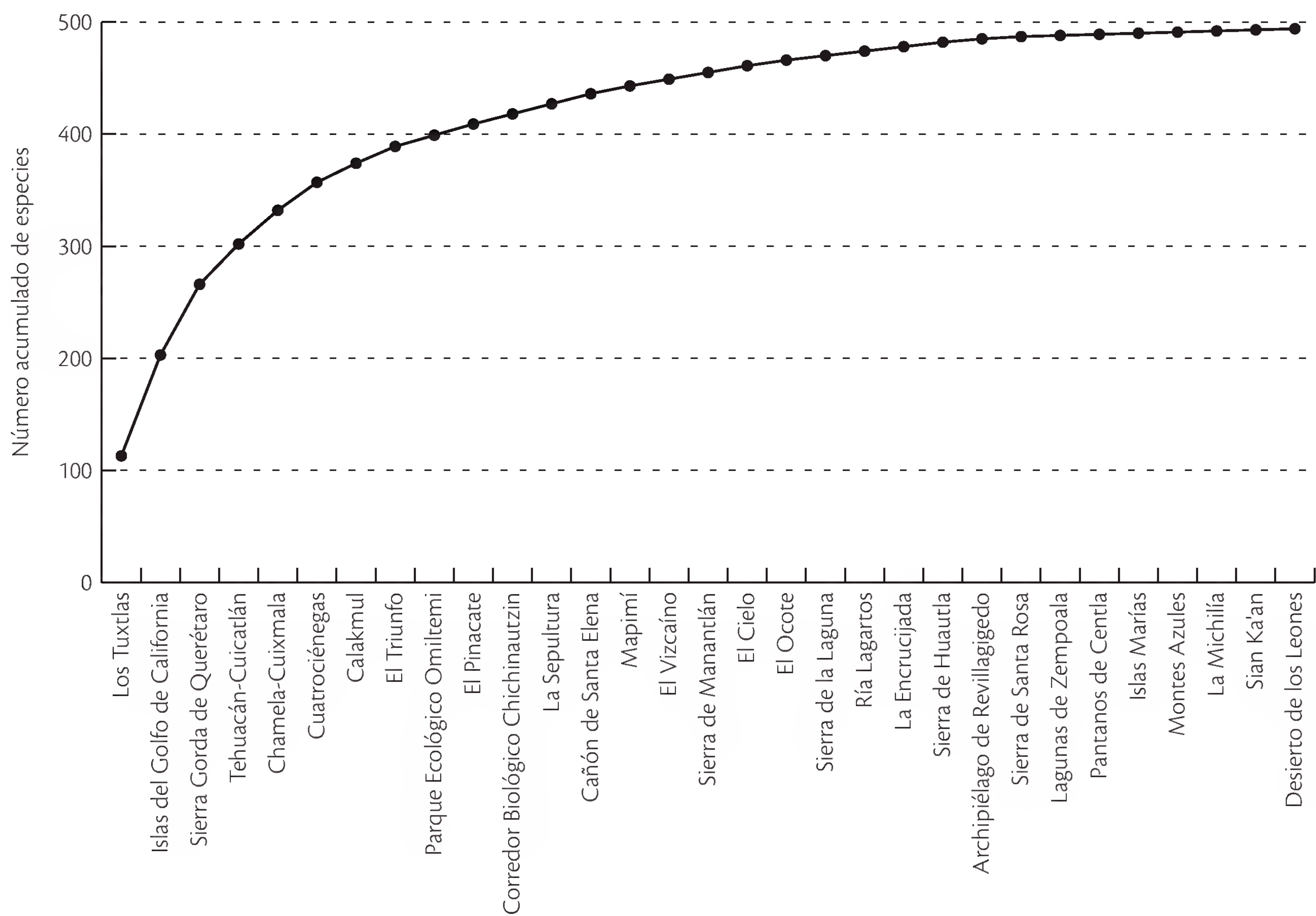


Figura 14.10 Áreas naturales protegidas necesarias para tener representadas 62% de las especies de reptiles de México por lo menos una vez. Nota: se requieren otras 26 reservas para tener representadas las 495 especies de las reservas evaluadas.

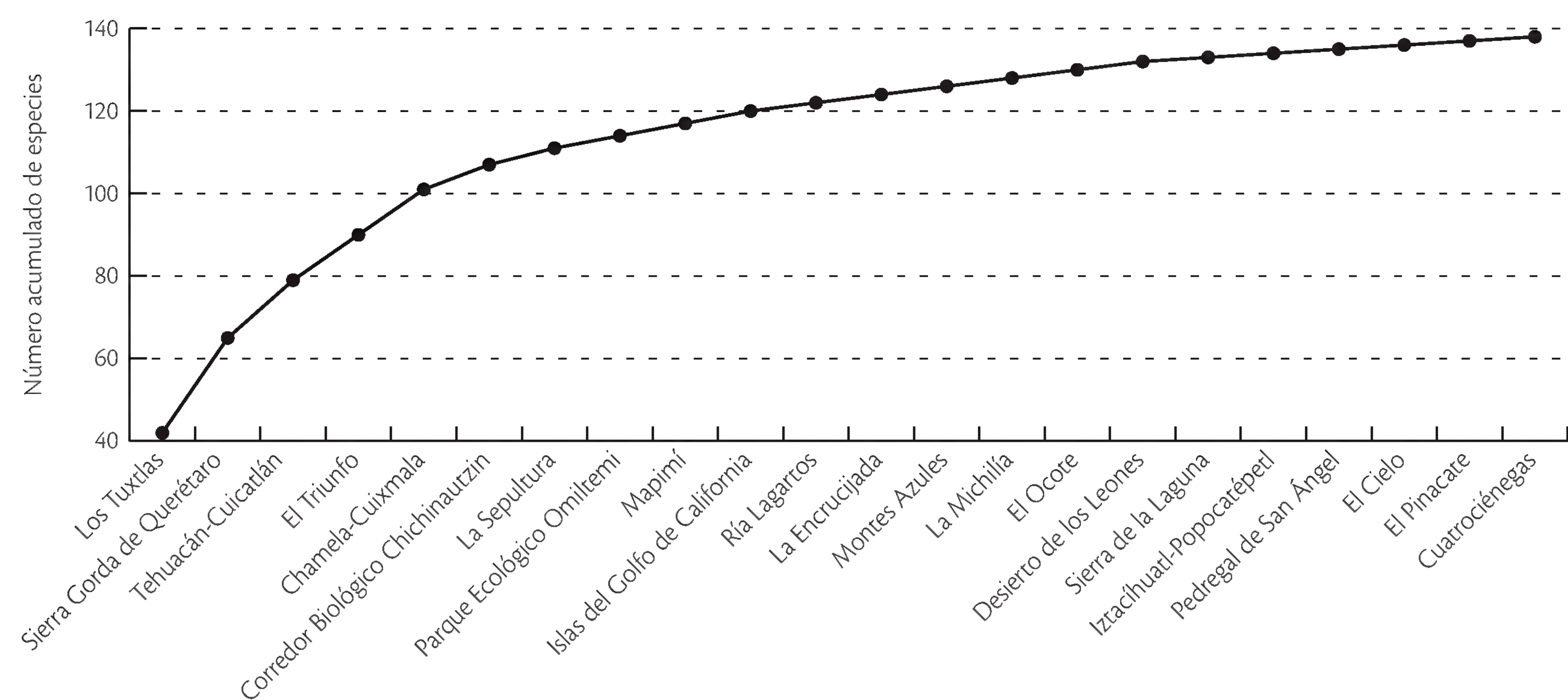


Figura 14.11 Áreas naturales protegidas necesarias para tener representadas 38% de las especies de anfibios de México por lo menos una vez. Nota: del resto de las especies no se tiene información suficiente para determinar si se encuentran representadas en reservas federales.

El porcentaje de especies protegidas varía de 21 a 100 por ciento. El mayor número de especies no representadas en reservas, 129 (55%), son anuros. Cada especie fue registrada, en promedio, en tres reservas, con extremos de una a 17. Las especies representadas en las reservas incluyen 73 endémicas (30% del total de especies endémicas) y 70 (36%) en riesgo de extinción.

Las cinco reservas más importantes para la conservación de la riqueza total de anfibios por su complementariedad son Los Tuxtlas, Sierra Gorda, Tehuacán-Cuicatlán, El Triunfo y Chamela-Cuixmala (cuadro 14.16 y Fig. 14.11), por lo que deben recibir mayor atención y recursos que otras. Además, se necesitan otras 17 reservas para representar las 138 especies de las reservas evaluadas.

Cuadro 14.16 Riqueza de especies, especies en riesgo y endémicas de anfibios en 22 áreas naturales protegidas de México

Reserva	Especies		
	Riqueza	En riesgo	Endémicas
Los Tuxtlas	42	18	13
Sierra Gorda	30	12	16
Tehuacán-Cuicatlán	24	10	18
El Triunfo	18	10	3
Chamela-Cuixmala	19	5	11
Corredor Biológico Chichinautzin	11	9	9
La Sepultura	24	10	5
Omiltemi	8	4	6
Mapimí	5	2	0
Islas del Golfo de California	5	1	1
Ría Lagartos	14	4	1
La Encrucijada	14	7	2
Montes Azules	23	5	1
La Michilía	4	2	3
El Ocote	21	7	5
Desierto de los Leones	7	5	6
Sierra de la Laguna	3	0	0
Izta-Popo	9	7	8
Pedregal de San Ángel	4	2	2
El Cielo	18	8	7
El Pinacate	3	0	0
Cuatrociénegas	7	1	0

14.6 Conclusiones y recomendaciones

La determinación de las zonas críticas y de alto riesgo tiene implicaciones diversas para la conservación en México. La distribución de zonas críticas en todo el país confirma que el problema de la pérdida de la diversidad biológica es severo actualmente, y todo indica que va ser aún más grave en las siguientes décadas. Por otro lado, la identificación precisa de estas zonas es una herramienta útil para orientar las políticas de desarrollo y conservación del país, y para maximizar los efectos de las acciones de conservación. Es claro que un eje fundamental en la estrategia nacional de conservación es orientar recursos y esfuerzos para proteger las zonas críticas y de alto

riesgo. Finalmente, es evidente también que herramientas para la ordenación de las actividades productivas y de desarrollo, como el ordenamiento territorial y el impacto ambiental, deberían ser reforzados para cumplir cabalmente con su función de compatibilizar desarrollo y conservación.

Notas

1 Estos porcentajes fueron calculados con base en las ANP federales, pero el estudio incluye también áreas de jurisdicción estatal o municipal.

Referencias

Arita, H.T., y G. Ceballos. 1997. Los mamíferos de México: distribución y estado de conservación. *Revista Mexicana de Mastozoología* **2**:33-71.

Bibby, C.J., N.J. Collar, M.J. Crosby, M.F. Heath, Ch. Imboden *et al.* 1992. Putting biodiversity on the map: Priority areas for global conservation. International Council for Bird Preservation, Cambridge, UK.

BirdLife International. 2008. *Endemic Bird Areas*, en <*www.birdlife.org/action/science/endemic_bird_areas/index.html*> (consultado en abril de 2008).

Bojórquez-Tapia, L.A., H. de la Cueva, S. Díaz, D. Melgarejo, G. Alcantar *et al.* 2004. Environmental conflicts and nature reserves: Redesigning Sierra San Pedro Mártir National Park, Mexico. *Biological Conservation* **117**:111-126.

Caldecott, J.O., M.D. Jenkins, T.H. Johnson y B. Groombridge. 1996. Priorities for conserving global species richness and endemism. *Biodiversity and Conservation* **5**:699-727.

Cantú, C., J.M. Scott y R.G. Wright. 2004. The Gap Analysis Program on the assessment of nature reserves of Mexico. *Gap Analysis Bulletin* **10**:8-11.

Castillo, M.A., G. García-Gil, I. March, J.C. Fernández, E. Valencia *et al.* 1998. *Diagnóstico geográfico y cambios de uso del suelo en la selva El Ocote, Chiapas*. Informe final. El Colegio de la Frontera Sur-Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF-México)-Biodiversity Support Program, USAID, San Cristóbal de las Casas, Chiapas.

Castro-Aguirre, J.L., H. Espinosa-Pérez y J.J. Schmitter-Soto. 1999. *Ictiofauna estuarino-lagunar y vicaria de México*. Editorial Limusa-IPN, México.

Ceballos, G., y A. García. 1995. Conserving neotropical biodiversity: The role of dry forests in western Mexico. *Conservation Biology* **9**:1349-1353.

Ceballos, G., P. Rodríguez y R.A. Medellín. 1998. Assessing conservation priorities in megadiverse Mexico: Mammalian diversity, endemicity, and endangerment. *Ecological Applications* **8**:8-17.

Ceballos, G. 1999. Conservación de los mamíferos de México. *Biodiversitas* **27**:1-8.

Ceballos, G., y L. Márquez. 2000. *Las aves de México en peligro de extinción*. CONABIO-UNAM- Fondo de Cultura Económica, México.

Ceballos, G., y P.R. Ehrlich. 2002. Mammal population losses and the extinction crisis. *Science* **296**:904-907.

Ceballos, G., H. Gómez da Silva y M.C. Arizmendi. 2002. Áreas prioritarias para la conservación de las aves de México. *Biodiversitas* **41**:1-7.

Ceballos, G., y F. Eccardi. 2003. *Animales de México en peligro de extinción*. Fundación Alejo Peralta, México.

Ceballos, G., P.R. Ehrlich, J. Soberón, I. Salazar y J.P. Fay. 2005a. Global mammal conservation: What must we manage? *Science* **309**:603-607.

Ceballos, G., R. List, J. Pacheco, P. Manzano-Fisher, G. Santos *et al.* 2005b. Prairie dogs, cattle, and crops: Diversity and conservation of the grassland-shrubland habitat mosaic in northwestern Chihuahua, Mexico, en J.E. Cartron, G. Ceballos y R.S. Felger (eds.), *Biodiversity, ecosystems, and conservation in northern Mexico.* Oxford University Press, Nueva York, pp. 425-438.

Ceballos, G., y G. Oliva. 2005. *Los mamíferos silvestres de México*. CONABIO-Fondo de Cultura Económica, México.

Ceballos, G. 2007. Conservation priorities for mammals in megadiverse Mexico: The efficiency of reserve networks. *Ecological Applications* **17**:569-578.

Conanp. 2000. *Programa de manejo de la reserva de la biosfera Selva El Ocote, Chiapas, México*. Conanp, Semarnat, México.

Conanp. 2008. *¿Qué son las áreas protegidas?*, en <*http://www.conanp.gob.mx/q_anp.html*> (consultado en agosto de 2008).

Challenger, A. 1998. *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: pasado, presente y futuro.* CONABIO-Instituto de Biología, UNAM-Agrupación Sierra Madre, México.

Channell, R., y M.V. Lomolino. 2000. Dynamic biogeography and conservation of endangered species. *Nature* **403**:84-86.

Daily, G.C., G. Ceballos, J. Pacheco, G. Suzán y A. Sánchez-Azofeifa. 2003. Countryside biogeography of neotropical mammals: Conservation opportunities in agricultural landscapes of Costa Rica. *Conservation Biology* **17**:1814-1826.

Dirzo, R., y M.C. García. 1992. Rates of deforestation in Los Tuxtlas, a neotropical area in southeast Mexico. *Conservation Biology* **6**:84-90.

Dobson, A.P., J.P. Rodríguez, W.M. Roberts y D.S. Wilcove.

1997. Geographic distribution of endangered species in the United States. *Science* **275**: 550-553.
Ehrlich, P.R., y A. Ehrlich. 1981. *Extinction: The causes and consequences of the disappearance of species*. Random House, Nueva York.
Escalante-Pliego, P., A. Navarro y A.T. Peterson. 1993. A geographic, ecological, and historical analysis of land bird diversity in Mexico, en T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa (eds.), *Biological diversity of Mexico: Origins and distribution.* Oxford University Press, Nueva York, pp. 281-307.
Espinosa, P.H., M.T. Gaspar-Dillanes y P. Fuentes-Mata. 1993. *Peces dulceacuícolas mexicanos. Listado Faunístico III.* Publicaciones Especiales, Instituto de Biología, UNAM, México.
Fairbanks, D.H.K., B. Reyers y A.S. Van Jaarsveld. 2001. Species and environment representation: Selecting reserves for the retention of avian diversity in KwaZulu-Natal, South Africa. *Biological Conservation* **98**: 365-379.
Faith, D.P., G. Carter, G. Cassis, S. Ferrier y L. Wilkie. 2003. Complementarity, biodiversity viability analysis, and policy-based algorithms for conservation. *Environmental Science and Policy* **6**: 311-328.
Flores-Villela, O. 1993. Herpetofauna mexicana. *Carnegie Museum of Natural History Special Publication* **17**: 1-73.
Flores-Villela, O., y L. Canseco-Márquez. 2004. Nuevas especies y cambios taxonómicos para la herpetofauna de México. *Acta Zoológica Mexicana* **20**: 115-144.
Glenn, E.P., R.S. Felger, A. Búrquez y D.S. Turner. 1992. Ciénega de Santa Clara: Endangered wetland in the Colorado River Delta, Sonora, Mexico. *Natural Resources Journal* **32**: 817-823.
Howell, S.N.G., y S. Webb. 1995. *A guide to the birds of Mexico and northern Central America*. Oxford University Press, Oxford, RU.
Kerley, G.I.H., R.L. Pressey, R.M. Cowling, A.F. Boshoff y R. Sims-Castley. 2003. Options for the conservation of large and medium-sized mammals in the Cape Floristic Region hotspot, South Africa. *Biological Conservation* **112**: 169-190.
Kerr, J.T. 1997. Species richness, endemism, and the choice of areas for conservation. *Conservation Biology* **11**: 1094-1100.
MA. 2005. *Living beyond our means: Natural assets and human well-being.* Millenium Ecosystem Assessment, Washington, D.C.
Margules, C.R., y R.L. Pressey 2000. Systematic selection planning. *Nature* **405**: 243-253.
Mendoza, E., y R. Dirzo. 1999. Deforestation in Lacandonia (southeast Mexico): Evidence for the declaration of the northernmost tropical hot-spot. *Biodiversity and Conservation* **8**: 1621-1641.
Miller, R.R., W.L. Minckley y S.M. Norris. 2006. *Freshwater fishes of Mexico.* University of Chicago Press, Chicago.
Myers, G.S. 1938. Fresh-water fishes and West Indian zoogeography. *Annual Report of the Board of Regents of the Smithsonian Institution* **1937**: 339-364.
Myers, G.S. 1951. Freshwater fishes and East Indian zoogeography. *Stanford Ichthyological Bulletin* **4**: 11-21.
Myers, N. 1988. Threatened biotas: "Hotspots" in tropical forests. *The Environmentalists* **6**: 187-208.
Myers, N., R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A.B. da Fonseca y J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**: 853-858.
NatureServe. 2003. NatureServe Explorer: An online encyclopedia of life. Version 1.8, en <*http://www.natureserve.org/explorer*> (consultado en abril de 2006).
Navarro S., A.G. 1994. Formación de una base de datos de aves de México y elaboración del atlas de las aves de México. Facultad de Ciencias, UNAM. Informe final SNIB-CONABIO proyecto A002, México.
Navarro S., A.G., A.T. Peterson y A. Gordillo-Martínez. 2002. A Mexican case study on a centralised database from world natural history museums. CODATA *Data Science Journal* **1**: 45-53.
Ochoa-Ochoa, L.M., y O. Flores-Villela. 2006. *Áreas de diversidad y endemismo de la herpetofauna mexicana.* UNAM-CONABIO, México.
Patterson, B.D., G. Ceballos, W. Secherest, M.F. Tognelli, T. Brooks *et al.* 2003. *Digital distribution maps of the mammals of the western hemisphere*, version 1.0. NatureServe, Arlington, Virginia.
Pressey, R.L., C.J. Humphries, C.J. Margules, R.I. Vane-Wright y P.H. Williams. 1993. Beyond opportunism: Key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology and Evolution* **8**: 124-128.
Ricketts, T.H., E. Dinerstein, T. Boucher, T.M. Brooks, S.H.M. Butchart *et al.* 2005. Pinpointing and preventing imminent extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **102**: 18497-18501.
Ridgely, R.S., T.F. Allnutt, T. Brooks, D.K. McNicol, D.W. Mehlman *et al.* 2003. *Digital distribution maps of the birds of the western hemisphere*, version 1.0. NatureServe, Arlington, Virginia.
Riemann, H., y E. Ezcurra. 2005. Plant endemism and natural protected areas in the Peninsula of Baja California, Mexico. *Biological Conservation* **122**: 141-150.
Rodrigues, A.S.L., y K.J. Gaston. 2002. Optimisation in reserve selection procedures – Why not? *Biological Conservation* **10**: 123-129.
Rodrigues, A.S.L., S.J. Andelman, M.I. Bakarr, L. Boitani, T.M. Brooks *et al.* 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* **428**: 640-643.
Santos-Barrera, G., J. Pacheco y G. Ceballos. 2004. Áreas prioritarias para la conservación de los reptiles y anfibios de México. *Biodiversitas* **57**: 1-6.

Santos-Barrera, G., y A. García. 2006. Evaluación mundial de reptiles y anfibios y su conservación en México. *Biodiversitas* **65**:12-15.

Semarnat. 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2001, Protección ambiental - Especies nativas de México de flora y fauna silvestres - Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio - Lista de especies en riesgo. Semarnat, *Diario Oficial de la Federación*, 6 de marzo de 2002.

Sisk, T.D., A.E. Launder, K.R. Switky y P.R. Ehrlich. 1994. Identifying extinction threats. *BioScience* **44**:592-604.

Souza, V., L. Espinosa-Asuar, A.E. Escalante, L.E. Eguiarte, J. Farmer *et al.* 2006. An endangered oasis of aquatic microbial biodiversity in the Chihuahuan desert. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **103**:6565-6570.

UICN. 2005. *IUCN red list of threatened species*. UICN, Gland.

Van Jaarsveld, A.S., S. Freitag, S.L. Chown, C. Muller, S. Koch *et al.* 1998. Biodiversity assessment and conservation strategies. *Science* **279**:2106-2108.

Williams, P., D. Gibbons, C. Margules, A. Rebelo, C. Humphries *et al.* 1996. A comparison of richness hotspots, rarity hotspots and complementary areas for conserving diversity of British birds. *Conservation Biology* **10**:155-174.

Tercera parte

Retos y perspectivas de conservación en México

15 El reto de la conservación de la biodiversidad en los territorios de los pueblos indígenas

AUTOR RESPONSABLE: Eckart Boege
REVISORES: Leticia Merino • Gerardo Bocco Verdinelli

Contenido

Boege, E. 2009. El reto de la conservación de la biodiversidad en los territorios de los pueblos indígenas, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. CONABIO, México, pp. 603-649.

Resumen

El Convenio sobre la Diversidad Biológica signado por México en Río de Janeiro en 1992, la Agenda 21 en su capítulo 26 y las subsiguientes Conferencias de las Partes instan a los Estados a que reconozcan y fortalezcan a los pueblos indígenas y las comunidades locales como poblaciones estratégicas para la conservación de la diversidad biológica y la agrobiodiversidad en todo el mundo. En particular, en lo que se refiere a los centros de origen y diversificación de la diversidad natural y domesticada en los territorios actuales de los pueblos indígenas, se propone una serie de medidas específicas para asegurar la conservación de tal agrobiodiversidad. Para resaltar la importancia de la diversidad biológica, incluida la domesticada, en los territorios de los pueblos indígenas, desarrollo aquí el concepto de *regiones bioculturales para la conservación y el desarrollo.* Para crear tal regionalización analicé la coincidencia geográfica de los territorios con presencia mayoritaria de población indígena* con las regiones de mayor importancia en diversidad biológica del país, incluyendo las regiones terrestres prioritarias, las regiones hidrológicas prioritarias y las áreas de importancia para la conservación de las aves y los territorios indígenas, donde se han recolectado especímenes de maíces nativos y de otros cultivos domesticados en Mesoamérica. Se encontró que las *regiones bioculturales para la conservación y el desarrollo* concentran una riqueza agrobiológica y social de gran magnitud, además de que aportan una proporción considerable de los servicios ambientales (agua, captura de carbono, protección de suelos, diversidad biológica y cultural, etc.) que disfruta la sociedad mexicana en general. La definición de tales regiones bioculturales servirá de base para definir las políticas territoriales y de conservación de bosques, selvas, matorrales y vegetación hidrófila primarias y secundarias, los corredores biológicos y, en especial, para garantizar la conservación dinámica *in situ* de la diversidad biológica, incluida la domesticada y la semidomesticada. El presente análisis muestra que en los últimos 30 años se han desarrollado diversas experiencias positivas en el sector social, sobre todo en los territorios que ocupan los pueblos indígenas, los cuales aportan a la nación un nuevo frente de conservación y desarrollo sustentable.

* El concepto de "población indígena" se refiere a la suma de los habitantes en cuyos hogares por lo menos uno de los cónyuges o ascendientes habla una lengua indígena (Serrano *et al.* 2002).

15.1 Introducción

Los retos que impone la crisis ambiental se deben entender desde diversas aproximaciones teórico-prácticas y un amplio espectro de variables (energéticas, culturales, sociales, económicas, políticas y ecológicas). Por ello, la interacción entre las ciencias sociales y biológicas adquiere gran relevancia para encarar el desafío de conservar la biodiversidad.

Cientos de trabajos científicos se han ocupado de documentar el conocimiento ecológico tradicional, mismos que se refieren a tecnologías, conocimientos y experiencias relacionados con recursos naturales, gobernabilidad campesina y prácticas simbólicas al interactuar con la naturaleza. Un estudio reciente (Maffi 2001) señala la correlación global entre la diversidad de lenguas "endémicas" con la megadiversidad biológica: 10 de los países megadiversos forman parte de los 25 países con mayor número de lenguas indígenas. El mismo estudio propone la posibilidad de que fenómenos ecológicos en pequeña escala se deban a esta correlación de la diversidad biológica y lingüística, donde las poblaciones adaptan sus culturas a las especificidades ambientales y transforman el ambiente a partir de sus conocimientos.

En las últimas décadas, estudiosos de múltiples disciplinas han insistido en la relación entre la pérdida tanto de especies biológicas como de la funcionalidad de los ecosistemas y la reducción de su capacidad para brindar servicios ambientales básicos tras el deterioro de las culturas y la pérdida de los idiomas indígenas. Si bien muchos autores se han referido al daño a la diversidad biológica, menos conocida es la relación entre la pérdida de las especies y el deterioro de las lenguas y las culturas del mundo (Harmon 1996).

Se estima que actualmente en el planeta existen más de 6 000 lenguas orales. Según el Instituto Nacional de Lenguas Indígenas (Inali 2007),[1] México cuenta con 11 familias lingüísticas, 68 agrupaciones lingüísticas y 364 variantes lingüísticas que deberían denominarse lenguas. Este hecho muestra una riqueza cultural extraordinaria que coloca a nuestro país como una de las 10 naciones con mayor diversidad lingüística del mundo. Varias lenguas pertenecen a comunidades relativamente pequeñas, en riesgo de desaparecer. El caso de México es especialmente importante para este estudio, ya que todas las lenguas de los pueblos indígenas son "endémicas" porque se localizan solo en regiones geográficas restringidas y representan una filosofía práctica alrededor de territorios,

ecosistemas y actividades transformadoras (Boege 1988). Muchas son lenguas que no tienen una literatura escrita que las unifique y cuya pérdida es equiparable a la de especies o de ecosistemas. Junto con la desaparición de una lengua, la humanidad pierde para siempre un cúmulo de experiencias que parten del conocimiento cultural de las relaciones humanas, de los saberes ambientales, de las formas de vida y las concepciones del mundo de sus hablantes. Mühlhäulser (1996) elaboró la noción de "ecologías lingüísticas", que se definen como relaciones de redes que no solo se refieren al ambiente lingüístico y social, sino a la concepción del mundo que está irrestrictamente interrelacionada con el medio físico. Las lenguas son el principal instrumento cultural para desarrollar, mantener y transmitir el conocimiento generado en la praxis cotidiana y, en el ámbito ecológico, para usar y transformar los ecosistemas.

Las lenguas indígenas se pierden a un ritmo más intenso que el de la biodiversidad. Se estima que, en todo el mundo, 90% de las 6 000 lenguas nativas desaparecerán en los siguientes 100 años (Oviedo *et al.* 2000). Así, es crucial entender la crisis de extinción en el siglo XXI, tanto de la naturaleza como de la cultura y, con ello, la disrupción del complejo entramado de las relaciones entre medio ambiente, cultura y sociedad. Como consecuencia de esta crisis, las adaptaciones locales a los ecosistemas se pierden por el consumo de mercancías producidas en otras latitudes en economías de escala. En este contexto, Chapin (1992) afirma que la adaptación, resistencia y renovación frente a estas situaciones adversas por parte de las culturas locales y de los pueblos indígenas se da cuando estas logran mantener su autonomía y controlar los procesos de cambio. En México, la migración, la colonización y la pérdida de lenguas han sido procesos dinámicos desde antes de la Colonia. Se trata de procesos que oscilan entre la desaparición y la sobrevivencia, la autonomía y el control colectivo de los recursos y de los poderes locales.

El concepto *biodiversidad* es muy reciente, no así las prácticas de uso y manejo por parte de los pueblos indígenas. El manejo de la biodiversidad regional por las comunidades se ha valido de domesticaciones, pruebas y desarrollo de tecnología para el uso de plantas, hongos y animales como alimento, medicina, vestimenta, vivienda y para la limpieza corporal. Por esta razón, a los pueblos indígenas y a las comunidades campesinas se les ha reconocido como sujetos sociales centrales para la conservación y el desarrollo sustentable en el Convenio sobre la Diversidad Biológica (en especial el artículo 8, inciso J) de la Organización de las Naciones Unidas, así como en las respectivas Conferencias de las Partes después de Río de Janeiro, documentos firmados y ratificados por el gobierno mexicano.

Los pueblos indígenas y campesinos con prácticas originarias de Mesoamérica y Aridoamérica (Kirchhoff 1960) intervienen en las áreas naturales protegidas (ANP) y fuera de ellas. Las actividades humanas transforman los espacios naturales de manera que, con ciertas actividades de larga duración, se crean paisajes manejados. Esto es especialmente importante para la conservación y el desarrollo cuando los agricultores indígenas mantienen una continuidad de actividades alrededor de la diversidad biológica tanto "natural" como domesticada. La experiencia nos dice que la protección indígena y campesina de los recursos naturales, mediante paisajes manejados, incluso en procesos nuevos de ordenamiento y uso, es relativamente eficiente en ciertas partes del país. Así lo consignan, entre otros, los manejos forestales comunitarios en la Sierra de Juárez, Oaxaca, en Quintana Roo, Durango y Michoacán (Anta y Pérez 2004, 2006; Bray y Merino 2004), en los "jardines de café" bajo árboles de los bosques mesófilos (Moguel y Toledo 2004), o bien la forma sagrada de conceptualizar los territorios como lo describen Luque y Robles (2006) para los comcáak (seris). Este hecho lleva a pensar que los pueblos indígenas podrían ser parte de una estrategia propia y nacional para la conservación y el desarrollo más allá del Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas, reconociendo así la importancia de las regiones bioculturales prioritarias para la conservación y el desarrollo sustentable. En este sentido, Halffter (2005) enfatiza el hecho de que las políticas de conservación se han centrado en espacios determinados pensando en la elevada riqueza de la diversidad biológica en el ámbito local (diversidad alfa). Sin soslayar la importancia de este enfoque, el autor nos aclara que en México la riqueza biológica se finca en la diversidad beta, misma que se define como el recambio de especies distintas dentro de los mismos ecosistemas debido a la heterogeneidad ambiental que cambia las condiciones microclimáticas o de suelo en distancias relativamente cortas (Williams-Linera *et al.* 2007). El recambio de especies puede ser muy alto y la complementariedad entre los tramos del paisaje tiene importancia para la conservación de los bosques y selvas, ya que suponen una riqueza complementaria. La diversidad a una escala de paisaje incluye distintos tipos de vegetación natural e intervenida de bosques y selvas, inmersas en una matriz formada por espacios dedicados a usos del suelo agrícola y ganadero

permanente o intermitente, que contribuyen a mantener la biodiversidad regional. Por ello, es muy importante conservar la diversidad biológica en un paisaje determinado o a escalas espaciales amplias (diversidad gamma), las cuales contienen las diversidades alfa y beta.

Para conservar la diversidad biológica, incluidos los servicios ecosistémicos, en especial en una situación de recambio espacial de las especies por causas naturales y de intervención humana, las reservas comunitarias o las áreas forestales permanentes bajo manejo podrían tener un papel importante. Los pueblos indígenas que han convivido durante milenios con los distintos tipos de vegetación han interactuado con la naturaleza en un proceso de intervención constante de recolección, semidomesticación y domesticación de diversas especies, de esta manera se ha construido la biocultura de lo que Dasman (1964) llama "gente de los ecosistemas". Así, las comunidades de los pueblos indígenas conviven con los ecosistemas de manera constante adquiriendo conocimientos íntimos para su manejo y utilización. En efecto, los pueblos indígenas han interactuado en escalas de tiempo largas con estos paisajes, modelándolos de manera que esta práctica de conservación *in situ* coincide con la idea de Halffter (2005) en el sentido de construir sistemas de conservación en lo que el autor llama las "reservas archipiélago". Es justamente este eje de reflexión el que anima este capítulo.

En las siguientes páginas intento documentar la importancia de la diversidad biológica, incluyendo la domesticada, en los territorios de los pueblos indígenas. Para ello, primero defino los territorios actuales de los pueblos indígenas, a los cuales sobrepuse las capas de los últimos 30 años de las isoyetas de precipitación media anual (García y Conabio 1998), asimismo hago un recuento de los distintos tipos de vegetación de acuerdo con la cartografía de uso del suelo y vegetación (inegi 2005). Las regiones bioculturales que describo son resultado del análisis cualitativo de la sobreposición de las cartas geográficas de los territorios de los pueblos indígenas con las áreas naturales protegidas (federales y estatales), con los polígonos que la Conabio considera regiones prioritarias para la conservación de la diversidad biológica, con los puntos de recolecta de los maíces nativos, así como con la información de las recolectas que se encuentra en diversas bases de datos, principalmente del Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (snib-Conabio), del Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo (cimmyt) y del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (Inifap). De ello resulta una base de datos biocultural de dimensiones e importancia nacional. Por último, hago un pequeño recuento de las actividades de conservación que realizan las comunidades indígenas en sus territorios.

15.2 Los territorios actuales de los pueblos indígenas

Con base en el Censo General de Población y Vivienda (inegi 2000), la Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas (Serrano 2006) plantea la existencia de 25 regiones indígenas con un total de 655 municipios, donde viven poco más de seis millones de indígenas. A estas regiones se le agregan 190 municipios que tienen "presencia indígena", es decir, una población de más de 5 000 habitantes indígenas, que en su conjunto representan 3.2 millones de personas que viven en hogares indígenas.

La metodología para la delimitación geográfica de estos territorios se detalla de manera extensiva en Boege (2008). El Censo General de Población y Vivienda (datos por localidad) para el año 2000 considera 48 196 localidades con población indígena que tienen un hablante o más de lengua indígena. Si tomamos en cuenta los hogares en donde uno de los cónyuges o sus ascendientes hablan lengua indígena, tenemos 23 084 localidades con 40% y más de presencia de población indígena, de acuerdo con Serrano *et al.* (2002). Los mismos autores mencionan que la población indígena total para el año 2000 era de 10 110 417 habitantes (cuadro 15.1).

Con esta información básica se procedió a configurar los territorios con las siguientes variables:

a] Según la contigüidad de las localidades que comparten la condición de tener 40% y más de hogares indígenas, misma que se obtiene con los polígonos de Thiessen o Vernier.[2] Este ejercicio permite obtener una primera plataforma espacial que nos da certeza de la presencia indígena en espacios consolidados.

b] Estas localidades contiguas con población indígena se ubicaron en las poligonales de los núcleos agrarios que conforman la propiedad social (inegi 2005). Para ello se utilizaron los 12 503 polígonos de núcleos agrarios (de carácter ejidal y comunal), lo que sumó 21 798 863 hectáreas, esto es, 78% del total de los territorios indígenas. Asimismo, se ubicaron localidades no contiguas que forman ejidos y comunidades con

Cuadro 15.1 Territorios y población de los pueblos indígenas de México

Nombre castellanizado del pueblo indígena y número de variantes o lenguas[1]	Nombre en la lengua de cada pueblo indígena[1, 2]	Extensión de los territorios indígenas (hectáreas)	Población indígena en los territorios	Población indígena total (dentro y fuera de los territorios)
Aguacateco	*Qyool*	—	—	15
Ixil: 2	*Ixil*	14 444	12	15
Kiliwa	*Ko'lew*	27 557	24	24
Motozintleco	—	—	—	67
Cochimi	*M'Tipa*	7 599	123	194
Kikapú	*Kikapooa*	7 040	115	135
Ixcateco	*Xwja*	—	19	177
Kumiai	*Ti'pai m Kamia*	7 603	84	190
Cucapá	*Es'pei o kuapá*	155 332	211	280
Paipai	*Kwa'ala, jaspuy pai*	68 326	162	383
Kaqchikel	*Kaqchikel*	—	—	482
K'iche'	*K'iche'*	32 414	572	636
Seri	*Konkaak o cmiique iitom*	212 222	657	666
Maya lacandón	*Hach winik, jach-t'aan.*	490 074	807	809
Pápago	*Tohono otham*	16 660	4	822
Pima: 3	*O'oob u otam, tohono o'otham*	53 767	517	1 084
Jacalteco: 2	*Abuxubal, jakalteko-popti'*	3 777	1 016	1 201
Chocholteco: 3	*Ru nixa ngligua, ngiba*	11 746	858	1 341
Tlahuica	*Tlahuia, pjiekakjoo*	—	—	1 549
Matlatzinca	*Botuná, matlalzinka*	4 071	1 336	1 553
Kekchi	*Q'eqchi'*	3 669	1 425	1 555
Chuj (chuj-kanjobal)	*Chuj y chuj kanjobal, Koti'*	7 776	2 118	2 473
Guarijío: 2	*Macurawe o varolio, warihó*	83 014	1 538	2 567
Chichimeca jonaz	*Uza*	4 396	2 403	2 931
Tacuate	—	—	3 617	3 620
Chontal de Oaxaca: 3	*Slijuala xanuc*	135 933	6 173	8 532
Tepehua: 3	*Hamasipini,ilhichiwíin*	9 027	10 637	11 319
Pame: 2	*Xi'úl, xi'iuy*	104 479	10 501	12 344
Kanjobal	*Kanjobal*	31 032	11 038	14 553
Huave: 2	*Mero ikooc, ombeayiüts*	106 879	17 907	18 490
Cuicateco: 3	*Y'an yivacu o nduudu yu, duaku*	104 314	18 335	18 891
Cora: 8	*Nayeri*	367 047	16 711	19 665
Trique: 4	*Tinujei o driki*	56 290	16 694	20 640
Mame	*Mam*	35 796	3 982	22 113
Popoloca: 4	*Runixa ngiigua, ngiwa*	42 272	20 185	22 712
Yaqui	*Hiak-nooki*	449 320	16 986	27 887
Tepehuán: 3	*Ódami u o'dam*	1 182 536	27 395	36 369



Cuadro 15.1 [*concluye*]

Nombre castellanizado del pueblo indígena y número de variantes o lenguas[1]	Nombre en la lengua de cada pueblo indígena[1, 2]	Extensión de los territorios indígenas (hectáreas)	Población indígena en los territorios	Población indígena total (dentro y fuera de los territorios)
Huichol: 4	*Wirraritari o wirrárika*	832 951	26 230	43 535
Amuzgo: 4	*Tzáñcuc (tzjon non)*	156 146	46 733	54 125
Tojolabal	*Tojolwinin'otik, tojol-ab'al*	230 634	41 784	54 348
Chatino: 6	*Kitse cha'tnio o cha'cña, cha' jna'a*	223 077	48 981	55 864
Popoluca	*Núntaha'yi i*	109 819	51 826	56 979
Zoque	*O'de püt*	678 665	63 097	78 622
Chontal de Tabasco: 4	*Yokot'anob o yokot'an*	79 406	49 069	79 694
Mayo	*Yorem-nokki*	321 124	57 504	102 709
Tlapaneco: 9	*Me'phaa*	294 429	104 517	114 325
Tarahumara: 5	*Rarámuri, rarómari raicha*	2 647 372	66 051	114 426
Mixe: 6	*Ayuukjääy, ayuujk*	681 045	121 475	130 717
Chinanteco: 11	*Tsa ju jmí*	651 480	156 614	191 710
Purépecha	*P'urhépecha*	216 044	131 094	197 072
Huasteco: 3	*Teenek*	250 712	178 846	205 972
Chol: 2	*Winik o lakty'añ*	792 334	189 261	227 945
Mazateco: 11	*Ha shuta enima, enna*	315 254	225 265	241 183
Mazahua: 2	*Jñatio, jnatrjo*	125 891	217 057	270 100
Totonaco: 7	*Tachihuiin*	313 948	271 194	346 178
Tzeltal: 4	*Winik a tel o k'op*	924 774	326 891	346 392
Tzotzil: 7	*Batsil inc'otik o batzil k'op*	774 323	386 222	429 024
Otomí: 9	*Hña hñu o hñähñü*	488 627	343 706	542 831
Mixteco: 81	*Ñuu savi*	1 700 796	457 734	663 864
Zapoteco: 62	*Benni'za, been'za, bene xon,*	1 773 830	485 791	730 465
Maya de Yucatán	*Maaya t'aan*	7 440 854	956 956	1 461 655
Nahua: 31	*Macehuale, nahua*	2 173 146	1 594 117	3 112 398
Total		**28 033 092**	**6 792 177**	**10 110 417**

Fuente: Serrano *et al.* (2002).
[1] Inali (2007).
[2] Zolla y Zolla (2004).

mayoría indígena. Estos núcleos agrarios representan hoy día la base de la construcción social de los territorios, ya que es por medio de sus formas de gobierno (ejidal y comunal) que se ejerce el poder grupal sobre el mismo.

c] De acuerdo con las localidades mayoritariamente indígenas que no presentan propiedad social. Para definir espacialmente esta área se aplicó la metodología de los polígonos de Thiessen, lo que dio como resultado 6 234 229 hectáreas o, en algunos casos, núcleos agrarios en conflicto que todavía no han sido integradas a la base de datos de la propiedad social

d] Con esta metodología se definió el núcleo básico consolidado de territorios que suma 28 033 092 hectáreas, esto es, 14.3% del territorio nacional con 6 792 177 indígenas (Fig. 15.1). Si hacemos un recuento de la presencia indígena de todas las localidades de los territorios tenemos una concentración de 80.9% de la población indígena. Con la misma metodología se contabilizaron 3 318 240 habitantes indígenas que viven

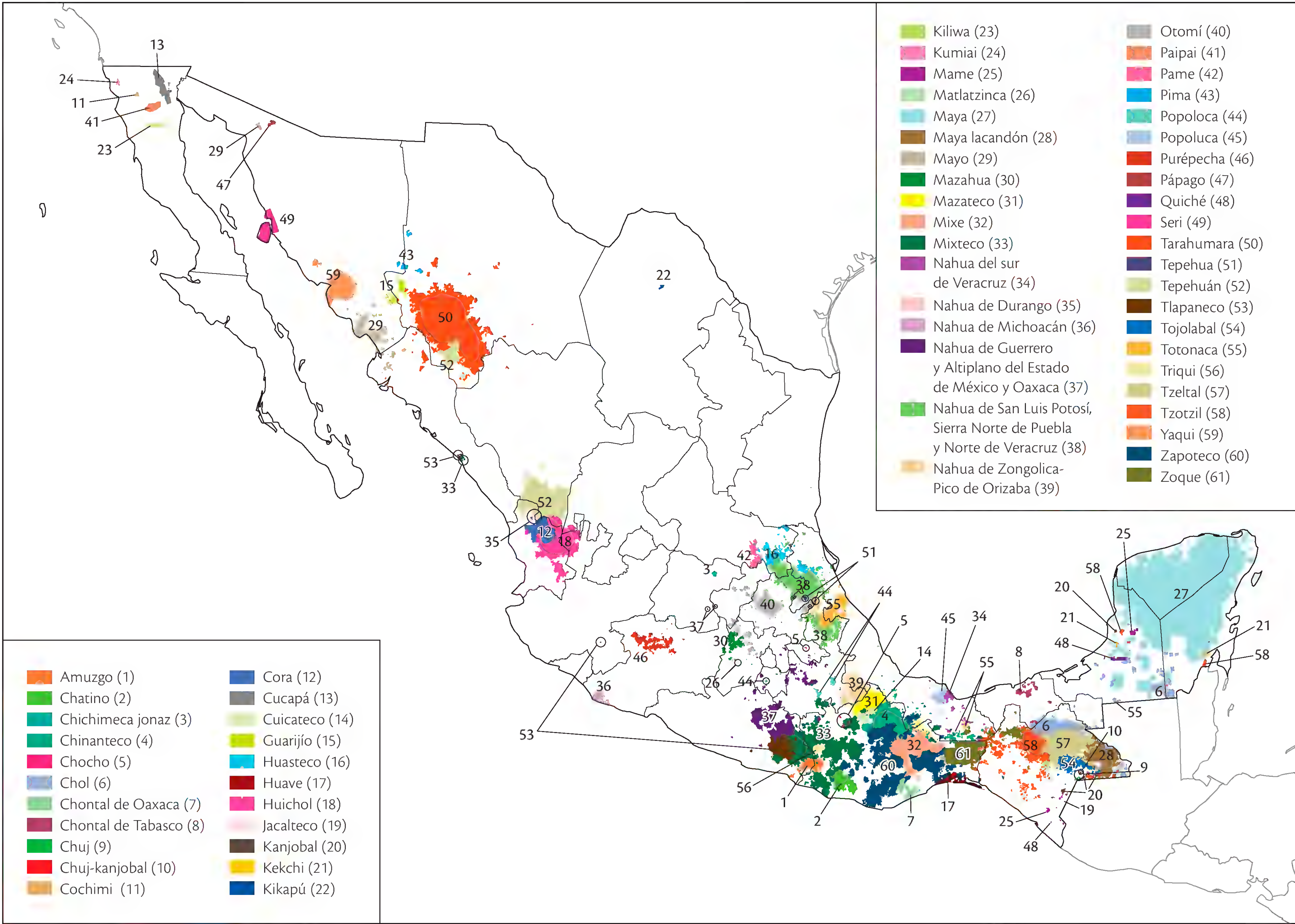


Figura 15.1 Territorios actuales de los pueblos indígenas. Fuente: INEGI (2005).

de manera dispersa y en franca minoría alrededor de los territorios, en 27 712 localidades.

Quinientos mil indígenas han emprendido la migración de larga distancia hacia otras regiones del país y el extranjero, pero no se cuenta con la información detallada de los migrantes que se encuentran en Estados Unidos. El estudio de la diversidad biológica, de la agrobiodiversidad y las experiencias alternativas que a continuación se presentan se refiere a los territorios como se definieron en las páginas anteriores.

En este trabajo utilizo la clasificación del INEGI (2000) que reconoce 62 lenguas indígenas en el Censo General de Población y Vivienda 2000 (De la Vega 2001).

15.3 El agua, la diversidad silvestre y la agrobiodiversidad en los territorios de los pueblos indígenas

15.3.1 Captura del agua, las cuencas y los pueblos indígenas

En esta parte se presenta un estudio de la captación de agua de los pueblos indígenas en las cuencas (alta, media y baja), recortando los territorios de las cuencas cuyos límites están definidos por los parteaguas (CNA 1998). Con esto, y utilizando las isoyetas de precipitación media anual (García y Conabio 1998), se calcularon los volúmenes de captación bruta sobre la superficie, para finalmente realizar el análisis comparativo entre los volúmenes totales que capta la cuenca y los de los territorios indígenas.

En el cuadro 15.2 se representan las cuencas más importantes del país, cuyas cabeceras[3] las ocupan significativamente (en 49%) los pueblos indígenas. Se puede concluir que en los territorios de los pueblos indígenas de México se captan anualmente 364 387.47 Mm^3 de agua en promedio anual. Esta cifra, comparada con la captación nacional, que es de 1 566 301.39 Mm^3, significa 23.3% del total del agua captada.

En el cuadro 15.3 los porcentajes de la última columna se establecieron respecto a los valores nacionales. De estos datos se concluye que la mitad de las regiones donde más precipitación ocurre a escala nacional corresponden precisamente a los territorios de los pueblos indígenas. En los territorios mames, choles, zoques, chinantecos, mazatecos, nahuas de Zongolica, de la Sierra Norte de Puebla y de Los Tuxtlas, popolucas y totonacos la precipitación rebasa los 4 000 mm de lluvia anual. En el otro extremo tenemos que en 30% de los territorios indígenas la precipitación anual es inferior a 1 000 mm.

En estas regiones se captura el agua en un considerable número de presas, varias de las cuales surten a distritos de riego para la agricultura comercial de alto rendimiento, en parte de exportación, además de que abastecen sistemas importantes de generación de electricidad y de control de avenidas e inundaciones, así como el abasto de agua para grandes ciudades cuenca abajo. De manera incipiente, los indígenas que habitan la parte alta de la cuenca son objeto de políticas públicas que contemplan compensaciones para mantener la integridad de los ecosistemas, en tanto que la retribución por servicios ecosistémicos apenas se comienza a experimentar en el país (Paré y Robles 2006; Graf *et al.* 2006; Manson *et al.* 2008).

De acuerdo con el Instituto Nacional Indigenista (INI 2000), las sierras y la Península de Yucatán, donde habitan los indígenas, con frecuencia son zonas de alto impacto de las tormentas tropicales y huracanes.

15.3.2 La cubierta vegetal y el uso del suelo en los territorios de los pueblos indígenas

Una vez definidos los territorios de los pueblos indígenas y la captación de agua, es posible evaluar, con el uso de la *Carta de uso actual del suelo y vegetación*, series II (INEGI 2001) y III (INEGI 2005), la calidad de la cubierta vegetal y observar los cambios en el tiempo. Cabe decir que, en este caso, se trata de un inventario de gran visión a una escala de 1 : 250 000, y los comparativos entre la serie II y la III deben entenderse como aproximaciones (véase el capítulo 1 de este volumen).

En este capítulo se utiliza el Sistema de Clasificación para Comunidades Vegetales Primarias de México del INEGI, adaptado a partir del sistema de clasificación convencional de la *Carta de uso actual del suelo y vegetación*, serie II, y la versión digital de la serie I. Aquí utilizo sobre todo la serie III, que nos permite evaluar las vegetaciones primaria y secundaria, así como los usos del suelo, en especial en las actividades agrícolas y pecuarias. La vegetación arbórea primaria comprende los macizos forestales y selváticos más conservados, mientras la vegetación secundaria arbórea, arbustiva y herbácea incluye vegetación en diferentes estadios sucesionales, así como sitios con diferente grado de perturbación, principalmente antrópica.

A partir de los datos del cuadro 15.4 podemos concluir que en los territorios de los pueblos indígenas (que

Cuadro 15.2 Captación de agua en las cuencas que comprenden los territorios de los pueblos indígenas[1]

Región hidrológica	Cuenca	Pueblos indígenas	Captura de agua en Mm^3 en la totalidad de la cuenca	Captura de agua en Mm^3 en la cuenca, por territorios indígenas	Porcentaje de captura de agua en la cuenca, por territorios indígenas
Yucatán oeste	Río Champotón y otros	Chol, chontal de Tabasco, ixil, kanjobal, kekchi, mame, maya, quiché, tzeltal, tzotzil	16 900.53	5 693.12	34
	Cuencas cerradas-A	Chol, maya, quiché, tzeltal	11 310.73	4 406.13	39
Yucatán norte	Yucatán	Maya	45 146.3	39 662.74	88
	Quintana Roo	Kanjobal, maya	18 604.81	14 438.05	78
Yucatán este	Cuencas cerradas-B	Chol, maya, otomí, totonaca, tzeltal, tzotzil	26 487.6	18 916.63	71
	Bahía de Chetumal y otras	Chol, ixil, kekchi, maya, nahua, quiché, tzotzil	20 037.81	5 401.67	27
Tuxpan-Nautla	Río Tuxpan	Nahua de San Luis Potosí, Sierra Norte de Puebla y norte de Veracruz; huasteco; otomí; tepehua; totonaca	10 251.31	4 297.9	42
	Río Tecolutla	Nahua de San Luis Potosí, Sierra Norte de Puebla y norte de Veracruz; totonaca	13 625.12	7 856.83	58
	Río Cazones	Nahua de San Luis Potosí, Sierra Norte de Puebla y norte de Veracruz; otomí; totonaca	6 522.1	2 249.95	35
Tehuantepec	Río Tehuantepec	Chontal de Oaxaca, huave, mixe, zapoteco	9 191.16	6 103.02	66
	Laguna Superior e Inferior	Cucapá, huave, mixteco, tzotzil, zapoteco, zoque	7 591.17	5 116.9	67
Sinaloa	Río Fuerte	Mayo, tarahumara, tepehuán	27 598.63	16 311.07	59
	Estero de Bacorehuis	Mayo	1 725.04	348.99	20
Presidio-San Pedro	Río San Pedro	Cora, huichol, nahua de Durango, tepehuán	27 123.95	9 295.92	34
	Río Acaponeta	Cora, huichol, nahua de Durango, tepehuán	13 722.29	4 406.87	32
Papaloapan	Río Papaloapan	Chinanteco, chocho, cuicateco, mazateco, mixe, mixteco, nahua del sur de Veracruz, nahua de Zongolica-Pico de Orizaba, popoloca, popoluca, zapoteco	87 092.44	50 392.13	58
Pánuco	Río Moctezuma	Nahua de San Luis Potosí, Sierra Norte de Puebla y norte de Veracruz; nahua de Guerrero, Altiplano, Estado de México y Oaxaca; huasteco; matlatzinca; mazahua; mixteco; nahua; otomí; tepehua; totonaca	40 455.37	12 161.09	30
Lerma-Santiago	Santiago-Aguamilpa	Cora, huichol	7 922.15	2 366.16	30
	Río Lerma-Toluca	Mazahua, nahua, otomí	7 322.65	1 275.64	17
	Río Huaynamota	Cora, Huichol, Tepehuán	14 149.54	9 104.57	64



Cuadro 15.2 [*concluye*]

Región hidrológica	Cuenca	Pueblos indígenas	Captura de agua en Mm^3 en la totalidad de la cuenca	Captura de agua en Mm^3 en la cuenca, por territorios indígenas	Porcentaje de captura de agua en la cuenca, por territorios indígenas
Grijalva-Usumacinta	Río Lacantún	Chol, chuj, chuj-kanjobal, kanjobal, mame, maya lacandón, tojolabal, tzeltal, tzotzil, zoque	34 936.77	26 997.34	77
	Río Grijalva-Villahermosa	Chol, chontal de Tabasco, tzeltal, tzotzil, zoque	55 969.91	23 676.07	42
	Río Grijalva-Tuxtla Gutiérrez	Tojolabal, tzeltal, tzotzil, zapoteco, zoque	22 075.46	6 797.86	31
	Río Chixoy	Chol, chontal de Tabasco, maya lacandón, tzeltal, zoque	33 891.86	11 147.27	33
Costa de Oaxaca	Río Copalita y otros	zapoteco	3 873.46	2 273.08	59
	Río Colotepec y otros	Chatino, mixteco, zapoteco	4 135.81	1 538.65	37
	Río Astata y otros	Chontal de Oaxaca, chuj, huave, zapoteco	2 706.52	899.48	33
Costa de Michoacán	Río Cachán o Cualcomán y otros	Nahua de Michoacán	5 264.62	819.04	16
Costa Chica-Río Verde	Río Papagayo	Nahua de Guerrero, Altiplano, Estado de México y Oaxaca; mixteco; tlapaneco	12 174.32	3 703.68	30
	Río Ometepec o Grande	Amuzgo, mixteco, zapoteco	2 905.52	1 636.31	56
	Río Ometepec o Grande 2	Amuzgo, mixteco, tlapaneco, triqui	11 871.56	8 677.54	73
	Río Nexpa y otros	Amuzgo, mixteco, tlapaneco	6 529.94	1 562.07	24
	Río Atoyac-B	Amuzgo, chatino, chocho, mixe, mixteco, triqui, zapoteco	21 109.98	12 040.22	57
Coatzacoalcos	Río Coatzacoalcos	Chinanteco, mazateco, mixe, mixteco, nahua del sur de Veracruz, popoloca, popoluca, totonaca, tzeltal, tzotzil, zapoteco, zoque	54 769.35	26 999.74	49
Bravo-Conchos	Río Florido	Tarahumara	11 044.93	4 112.05	37
Balsas	Río Tlapaneco	Nahua de Guerrero, Altiplano, Estado de México y Oaxaca; mixteco; tlapaneco; zapoteco	4 723.37	3 207.85	68
	Río Balsas-Mezcala	Nahua de Guerrero, Altiplano, Estado de México y Oaxaca; mixteco; tlapaneco	14 186.5	3 056.99	22
	Río Atoyac-A	Nahua de San Luis Potosí, Sierra Norte de Puebla y norte de Veracruz; nahua de Guerrero, Altiplano, Estado de México y Oaxaca	25 576.28	5 298.21	21
Baja California noreste	Lago Salado-Arroyo del Diablo	Cucapá, kiliwa, paipai	652.34	138.64	21
Total			**741 179.2**	**364 387.47**	**49**

[1] Se incluyen únicamente las cuencas que captan 15% del total o más.

Cuadro 15.3 Precipitación anual promedio en el país y en los territorios de los pueblos indígenas

Rangos de precipitación anual (mm)	Isoyetas de precipitación anual del territorio nacional (hectáreas)	Isoyetas de precipitación anual del territorio indígena (hectáreas)	Porcentaje respecto a los valores nacionales
<1000	136 710 019	8 532 005	6.2
1 000 a 2 000	46 756 953	14 371 309	30.7
2 000 a 3 000	8 402 636	3 668 474	43.7
3 000 a 4 000	2 126 886	1 136 878	53.5
4 000 a 4 500	300 197	192 073	64.0
> 4 500	53 071	35 526	66.9

Fuente: valores nacionales de las isoyetas, recortados por los territorios de los pueblos indígenas.

Cuadro 15.4 Superficie cubierta por diferentes tipos de vegetación en el territorio nacional y en los territorios indígenas (hectáreas)

Tipo de vegetación	En territorios indígenas	En territorios indígenas, en ANP	En territorios indígenas, en RTP	En todo el país	Porcentaje[1]
Selva mediana caducifolia	788 953	1 120	10 488	1 109 638	71.1
Selva alta perennifolia	2 237 902	404 519	1 590 402	3 440 928	63.6
Selva mediana subcaducifolia	2 794 462	35 727	298 882	4 666 560	59.9
Vegetación de petenes	25 356	25 337	24 825	45 005	56.3
Bosque mesófilo de montaña	935 167	22 087	718 157	1 823 379	51.3
Selva mediana subperennifolia	2 519 298	170 838	1 436 897	5 775 059	43.6
Palmar inducido	34 584	—	11 253	105 938	32.7
Selva baja espinosa subperennifolia	278 076	39 149	210 849	1 035 680	26.9
Selva alta subperennifolia	40 253	13 344	32 110	160 883	25
Bosque de pino	1 820 277	9 741	1 030 188	7 573 414	24
Bosque de pino-encino	2 362 784	15 873	1 077 747	10 375 158	22.8
Sabanoide	28 829	—	779	148 002	19.5
Bosque de encino-pino	768 880	21 049	383 686	4 266 590	18
Bosque de ayarín	3 981	—	3 488	26 387	15.1
Pastizal inducido	916 182	16 753	241 074	6 347 468	14.4
Sabana	26 795	3 784	15 702	207 253	12.9
Selva baja subcaducifolia	8 267	—	—	70 770	11.7
Selva baja caducifolia	1 487 956	48 352	475 074	14 309 266	10.4
Bosque de encino	1 128 492	35 191	383 686	11 263 101	10
Bosque de táscate	31 975	1 152	12 849	333 895	9.6
Manglar	81 115	71 091	73 957	854 755	9.5
Selva baja espinosa caducifolia	43 241	39 149	212 608	748 376	5.8
Matorral subtropical	77 070	—	40 660	1 440 502	5.4
Tular	46 278	27 162	39 903	936 396	4.9
Matorral sarcocaule	246 875	70 751	140 911	5 410 295	4.6
Bosque de oyamel	5 732	427	2 688	142 269	4



Cuadro 15.4 [*concluye*]

Tipo de vegetación	En territorios indígenas	En territorios indígenas, en ANP	En territorios indígenas, en RTP	En todo el país	Porcentaje[1]
Bosque de galería	723	—	—	20 849	3.5
Matorral crasicaule	52 144	18 391	23 575	1 556 787	3.4
Mezquital	90 752	675	5 760	2 917 862	3.1
Selva de galería	104	—	1	3 781	2.8
Chaparral	51 457	3 114	29 451	2 093 854	2.5
Popal	3 040	—	2 807	131 665	2.3
Sin vegetacion aparente	21 876	15 918	16 103	956 340	2.3
Vegetacion halófila	58 349	4 825	11 404	2 983 594	2
Selva baja perennifolia	720	719	719	42 398	1.7
Matorral sarcocrasicaule	30 442	—	—	2 320 894	1.3
Vegetación de dunas costeras	2 022	1 399	2 523	155 519	1.3
Matorral submontano	21 130	4 433	5 288	2 825 039	0.8
Matorral desértico micrófilo	154 664	41 553	46 728	21 720 218	0.7
Bosque de cedro	15	—	15	2 314	0.7
Pastizal halófilo	10 591	154	2 408	1 816 555	0.6
Matorral desértico rosetófilo	27 234	6 758	11 151	10 642 295	0.3
Vegetación de desiertos arenosos	656	—	656	2 167 071	0.3
Vegetación de galería	313	—	60	141 517	0.2
Pastizal natural	16 336	—	9 578	10 243 943	0.2
Matorral espinoso tamaulipeco	1 541	—	37	2 556 969	0.1
Total	**19 282 889**	**1 170 535**	**8 637 127**	**147 916 433**	

[1] Territorios indígenas respecto al total nacional.
Fuente: INEGI (2005), datos recortados para los territorios de los pueblos indígenas.

representan 14.3 % del territorio nacional) están presentes casi la totalidad de los 45 tipos de vegetación que la serie III consigna en su estudio nacional. Más de 50% de todas las selvas medianas caducifolias, altas y medianas perennifolias y subperennifolias, medianas subcaducifolias, vegetación de los petenes, así como los bosques mesófilos de montaña se encuentran en estos territorios. Por la extensión de selvas que ocupan, se destacan las comunidades de zoques, mayas, lacandones, chinantecos, tzeltales, mixes, tzotziles, mazatecos, nahuas y zapotecos, cuyos territorios abarcan, cada uno, más de 100 000 hectáreas de selvas alta y mediana perennifolias. De los bosques mesófilos de montaña del país, 51% lo comparten 28 pueblos indígenas y los siguientes grupos tienen, en orden de mayor a menor, entre 100 000 y 10 000 hectáreas: tzeltal, mixe, zapoteco, tzotzil, chinanteco, nahua (de la Sierra Zongolica, norte de Puebla y San Luis Potosí, Hidalgo y Veracruz), zoque, tojolabal, mazateco, mixteco, chatino, cora, chol, cuicateco y totonaca. Los macizos forestales de bosque mesófilo menos fragmentados se encuentran en la Sierra de Juárez. De los bosques mesófilos de montaña, 62.6% pertenece al estrato secundario en sus modalidades arbórea, arbustiva y herbácea, siendo la primera la que proporciona sombra a los cafetales. En el caso de los bosques templados subhúmedos (pino, pino-encino, encino-pino y encino), los valores son menores, sin embargo, por su ubicación en distintos territorios indígenas desde el norte hasta el sureste del país, la diversidad biológica que se encuentra en ellos es alta. Así, se puede concluir que la custodia de las selvas húmedas y los bosques mesófilos, al igual que de los bosques templados subhúmedos está principalmente en manos indígenas.

Para hacer una síntesis de esta evaluación se agruparon los diversos tipos de vegetación según el estado sucesional (de acuerdo con la *CUASV,* serie III) que guardan

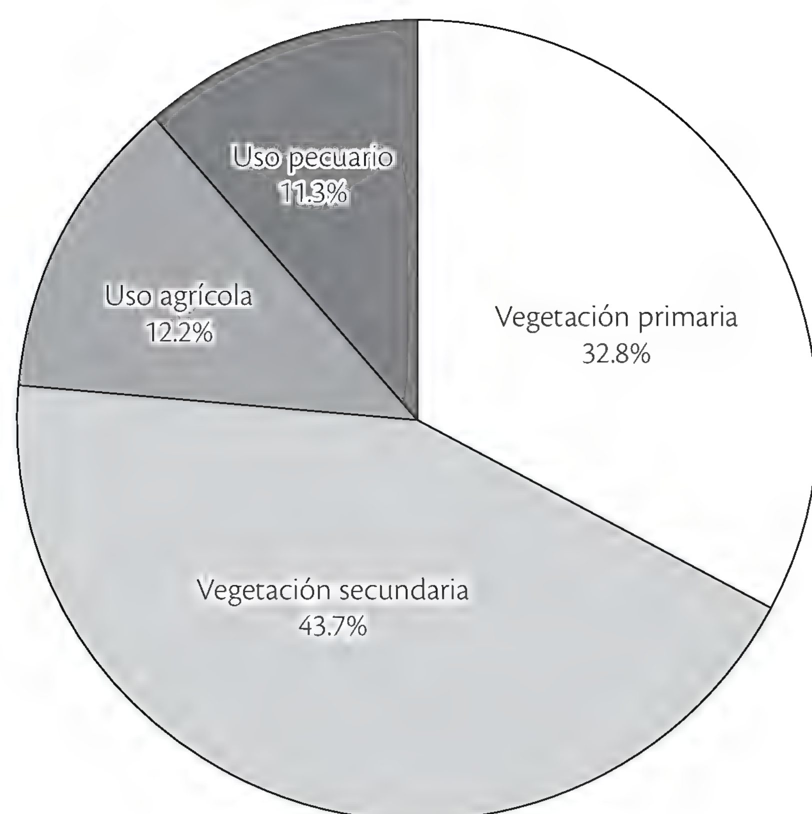


Figura 15.2 Proporción de tipos de vegetación (primaria, secundaria) y uso del suelo (pecuario y agrícola) en territorios de los pueblos indígenas de México. Fuente: INEGI (2005).

en territorios indígenas. Así, la vegetación primaria ocupa cerca de 32.8%, la vegetación secundaria arbórea 23.1%, la arbustiva 20.7%, la herbácea 0.4%; el área destinada al uso pecuario corresponde a 11.3% y la agrícola a 12.2%. De lo anterior se desprende que en las zonas indígenas predomina una cubierta vegetal natural. Si se considera la presencia de vegetación secundaria herbácea y arbustiva como un indicador de perturbación, en los territorios indígenas hay un promedio de 27.2% de áreas fuertemente afectadas (Fig. 15.2). En ocasiones, en los territorios indígenas se pueden encontrar varios tipos de vegetación en extensiones relativamente pequeñas. Por ejemplo, la superficie en que habita el pueblo otomí (incluyendo los territorios de sus seis variantes lingüísticas) ocupa 406 725 hectáreas en las que hay 15 tipos de vegetación.

15.3.3 La riqueza biológica en los territorios de los pueblos indígenas

En los últimos 10 años la CONABIO, con la ayuda de expertos provenientes de los centros nacionales de investigación, desarrolló algunos instrumentos para el diagnóstico y ubicación de la biodiversidad mexicana, mismos que permiten evaluar la riqueza biológica del país de manera más sistemática y tener criterios más específicos para fijar prioridades para su conservación. Así se determinaron las regiones terrestres prioritarias (RTP) (Arriaga *et al.* 2000), las regiones hidrológicas prioritarias (RHP) (Arriaga *et al.* 2002), las áreas de importancia para la conservación de las aves (AICA) (Cipamex y CONABIO 1999). Usé estos instrumentos de diagnóstico para ubicar lo que denomino regiones bioculturales prioritarias para la conservación y desarrollo sustentable, mediante un recorte de los territorios indígenas con los primeros tres sistemas de regiones prioritarias mencionados, e incluyendo las áreas naturales protegidas (ANP) federales. Esta metodología tiene como antecedente inmediato el análisis propuesto por Toledo *et al.* (2001). En seguida presento la relación entre estos sistemas de conservación y priorizacion regional de la biodiversidad del país y los territorios indígenas.

Los territorios de los pueblos indígenas y las áreas naturales protegidas federales y estatales

Del análisis de la intersección de la superficie de las áreas naturales protegidas (ANP) con los territorios de los pueblos indígenas se desprende que del total (152) de ANP federales (Conanp 2005b), 52 ocupan parte del territorio de pueblos indígenas, es decir, suman 5 578 645 hectáreas, de las cuales 1 467 034 son de territorios indígenas, lo que representa 26.2% de la superficie total de las mismas; entre ellas, 16 tienen una extensión territorial que va de 10 000 a 358 443 hectáreas. Por esta razón las ANP tendrían que adoptar en su administración un esquema participativo que involucre a los pueblos indígenas. En esas mismas 52 reservas la población total es de 787 316 personas, de las cuales 147 317 son indígenas, esto es, 18.7% del conjunto de habitantes (véanse ejemplos de algunas ANP en los cuadros 15.5 y 15.6).

Los pueblos indígenas y las comunidades campesinas no solo participan en los instrumentos de conservación federales y estatales con 1 467 034 y 533 264 hectáreas, respectivamente, además, la conservación se está desarrollando también mediante distintas iniciativas comunitarias. Estas iniciativas obedecen a diversos procesos y experiencias que van desde los ordenamientos forestales de la forestería comunitaria (definición de áreas forestales permanentes con superficies exclusivas para aprovechamiento y otras para conservación) hasta proyectos indígenas y campesinos para la conservación de bosques, selvas y matorrales, con flora y fauna que se consideran de alto valor para la biodiversidad. Es decir, podemos añadir las experiencias de 238 ejidos y comunidades indígenas que suman 1 987 456 hectáreas, de las cuales 507 183 se designaron para conservación y 677 917 para aprovechamiento sustentable (GAIA *et al.* 2006).

Cuadro 15.5 Superficie de ANP federales y superficie correspondiente a territorio de pueblos indígenas[1] (hectáreas)

ANP	Pueblo indígena	Superficie total de la ANP	Superficie de ANP en territorios indígenas	Porcentaje de territorios indígenas en ANP	Población que vive dentro de las ANP que ocupan territorios indígenas	Población indígena que vive dentro de las ANP	Categoría de manejo[2]
Barranca de Metztitlán	Otomí	95 339	15 631	16.4	26 127	1 258	RB
Bonampak	Maya lacandón	4 244	4 244	100.0	12	12	MN
Bosencheve	Mazahua	10 964	2 102	19.2	12 290	5 576	PN
Calakmul	Chol	719 838	86 498	12.0	2 568	1 352	RB
	Maya	—	205 479	28.6	—		RB
	Tzeltal	—	419	0.1	—		RB
Cañón del Río Blanco	Nahua de Zongolica-Pico de Orizaba	48 596	10 055	20.7	307 252	26 348	PN
Cañón del Sumidero	Tzotzil	21 912	4 085	18.6	1 853	1 018	PN
Cascada de Agua Azul	Chol	2 320	754	32.5	1 537	1 445	APFF
	Tzeltal	—	1 566	67.5	—		APFF
Ciénegas del Lerma	Otomí	3 010	30	1.0	—	—	APFF
Cuenca hidrográfica del Río Necaxa	Nahua de San Luis Potosí, Sierra Norte de Puebla y norte de Veracruz	41 406	20 326	49.1	119 583	53 697	APRN
	Totonaca	—	380	0.9	—		APRN
Chan-Kin	Chol	12 212	1 415	11.6	—	—	APFF
	Maya Lacandón	—	10 796	88.4	—		APFF
El Triunfo	Tzeltal	120 192	6 741	5.6	10 128	1 054	RB
	Tzotzil	—	4 884	4.1	—		RB
Islas del Golfo de California	Mayo	317 508	729	0.2	—	—	APFF
	Seri	—	119 002	37.5	—		APFF
	Yaqui	—	244	0.1	—		APFF
Lacan-Tun	Maya lacandón	63 081	63 081	100.0	—	—	RB
Lagunas de Montebello	Chuj	6 434	135	2.1	1 363	54	PN
	Mame	—	541	8.4	—		PN
Los Mármoles	Otomí	23 328	4 493	19.3	8 027	1 334	PN



Cuadro 15.5 [*continúa*]

ANP	Pueblo indígena	Superficie total de la ANP	Superficie de ANP en territorios indígenas	Porcentaje de territorios indígenas en ANP	Población que vive dentro de las ANP que ocupan territorios indígenas	Población indígena que vive dentro de las ANP	Categoría de manejo[2]
Los Petenes	Maya	280 352	65 879	23.5	2	0	RB
Los Tuxtlas	Nahua del sur de Veracruz	154 533	21 715	14.1	28 182	6 897	RB
	Popoluca	—	31 933	20.7	—		RB
Malinche o Matlalcuéyatl	Nahua de Guerrero, Altiplano, Estado de México y Oaxaca	45 279	5 181	11.4	26 257	12 231	PN
Mariposa Monarca	Mazahua	55 937	7 443	13.3	24 161	793	RB
Metzabok	Tzeltal	3 375	3 375	100	61	61	APFF
Montes Azules	Chol	328 104	18 127	5.5	6 496	3 553	RB
	Maya lacandón	—	250 187	76.3	—		RB
	Tojolabal	—	7 680	2.3	—		RB
	Tzeltal	—	21 806	6.7	—		RB
	Tzotzil	—	4 359	1.3	—		RB
Naha	Tzeltal	3 854	3 854	100	162	162	APFF
Otoch Ma_Ax Yetel Kooh	Maya	5 326	5 326	100	151	138	APFF
Palenque	Chol	1 781	204	11.5	62	0	PN
	Tzeltal	—	25	1.4	—		PN
Playa Ceuta	Mixteco	76	4	5.6	—	—	S
	Tlapaneco	—	8	10.5	—		S
Playa de Escobilla	Zapoteco	30	20	68.0	—	—	S
Playa de Maruata y Colola	Nahua de Michoacán	32	5	15.5	—	—	S
Ría Celestún	Maya	80 856	25 918	32.1	6 698	1 500	RB
Ría Lagartos	Maya	59 745	49 466	82.8	6 394	1 928	RB
Selva El Ocote	Tzeltal	101 568	513	0.5	6 948	4 062	RB
	Tzotzil	—	43 091	42.4	—		RB
	Zoque	—	5 196	5.1	—		RB
Sian Ka'an	Maya	525 148	36 687	7.0	578	116	RB



Cuadro 15.5 [*concluye*]

ANP	Pueblo indígena	Superficie total de la ANP	Superficie de ANP en territorios indígenas	Porcentaje de territorios indígenas en ANP	Población que vive dentro de las ANP que ocupan territorios indígenas	Población indígena que vive dentro de las ANP	Categoría de manejo[2]
Tehuacán-Cuicatlán	Cuicateco	489 755	21 096	4.3	36 563	16 611	RB
	Chinanteco	—	26 245	5.4	—		RB
	Chocho	—	4 763	1.0	—		RB
	Mazateco	—	28 972	5.9	—		RB
	Mixteco	—	69 276	14.1	—		RB
	Nahua de Zongolica-Pico de Orizaba	—	40 843	8.3	—		RB
	Popoloca	—	9 832	2.0	—		RB
Tutuaca	Pima	361 807	5 686	1.6	4 251	625	APFF
	Tarahumara	—	15 518	4.3	—		APFF
Volcán Tacaná	Mame	6 448	666	10.3	578	203	RB
Yagul	Zapoteco	1 078	169	15.7	48	11	?
Yaxchilán	Chol	2 638	2 168	82.2	8	8	MN
	Maya lacandón	—	463	17.6	—		MN
Yum Balam	Maya	152 593	23 009	15.1	2 342	452	APFF

Fuente: Conanp (2005b).

[1] Incluye únicamente los pueblos indígenas cuyos territorios en el ANP sumados representan 10% o más.

[2] RB, reserva de la biosfera; PN, parque nacional; APFF, área de protección de flora y fauna; APRN, área de protección de los recursos naturales; S, santuario; MN, monumento natural.

Cuadro 15.6 Áreas naturales protegidas estatales, pueblos indígenas que habitan en ellas y superficie de su territorio

ANP	Pueblos indígenas	Territorios indígenas en ANP estatales (hectáreas)	Categoría
Cañón del Usumacinta	Chol, tzeltal, zoque	15 935	ZSCE
Tzama Cum Pumy	Zoque	102	ZSCE
La Pera	Tzotzil	240	ZSCE
Tehuacán-Zapotitlán	Popoloca, nahua de Zongolica-Pico de Orizaba, ixteco	50 958	ZSCE
Valle de Cuicatlán	Chinanteco, chocho, cuicateco, mazateco, mixteco, nahua de Zongolica-Pico de Orizaba	150 069	ZSCE
Balam-kin	Maya	9 964	PE
Santuario del Agua Valle de Bravo	Mazahua	4	PE
La Sepultura	Tzeltal, tzotzil, zapoteco	4 434	ZSCE
Cascadas de Reforma	Tzeltal	3	RE
Ecológico de Capácuaro	Purépecha	8	PU
VolcanTacaná	Mame	855	ZSCE
Sierra de Otontepec	Nahua de San Luis Potosí, Sierra Norte de Puebla, norte de Veracruz, huasteco	5 941	RE
Pico El Loro-Paxtal	Mame	6 992	ZSCE
Lagunas de Yalahau	Maya	5 420	PE
Hierva el Agua	Zapoteco	58	PE
Agua Blanca	Chol	1 328	PE
Navachiste	Mayo	2 268	ZSCE
El Bosque Adolfo Roque Bautista	Huasteco	7	ZSCE
La Hoya de las Huahuas	Huasteco	403	MN
El Sótano de las Golondrinas	Huasteco	280	MN
Las Cuevas del Viento y la Fertilidad	Nahua de San Luis Potosí, Sierra Norte de Puebla, norte de Veracruz	8	SSN
San Juan Bautista Tabi y Zac Nicte	Maya	1 420	ANPVEHC
Kabah	Maya	996	PE
Balam-Ku	Chol, maya	104 327	ZSCE
Rancho Nuevo	Tzotzil	1 064	ZSCE
Chanal	Tzeltal	4 240	ANPT
La Concordia Zaragoza	Tzotzil	2 014	ANPT
Reserva El Palmar	Maya	1 248	ZSCE
Santuario del Agua Presa Corral de Piedra	Matlatzinca	273	PE
Santuario del Agua Presa Brockman y Victoria	Mazahua	1 001	PE
Sistema Tetzcotzingo	Nahua de Guerrero, Altiplano, Estado de México y Oaxaca	972	RE
Centro Ceremonial Mazahua	Mazahua	19	PE
Zempoala-La Bufa "Otomí-Mexica"	Otomí, nahua	12 821	PETR
Total El Ocotal	Otomí, mazahua	154	PNRP
Chapa de Mota	Otomí	32	PE
Sierra de Guadalupe	Mixteco	471	PE



Cuadro 15.6 [*concluye*]

ANP	Pueblos indígenas	Territorios indígenas en ANP estatales (hectáreas)	Categoría
Lic. Isidro Fabela	Mazahua	887	PE
Santuario del Agua y Forestal Presa Villa Victoria	Mazahua	15 683	PEL
Tehuacán-Zapotitlán (Pol4)	Mixteco	1 238	ZSCE
Los Petenes	Maya	81 800	ZEPFFSA
Reserva de Dzilam (2005)	Maya	2 410	ZCE
Reserva de Dzilam (2005)	Maya	4 778	ZCE
Santuario del Agua y Forestal Subcuenca Tributaria Río San Lorenzo	Nahua, otomí	2 423	PE
Santuario del Agua y Forestal Subcuenca Tributaria Arroyo Sila	Mazahua, otomí	17 651	PE
Santuario del Agua y Forestal Subcuenca Tributaria Presa Antonio Alzate	Otomí	4 399	PE
Gertrude Duby	Tzotzil	65	RB
La Armella	Mixteco	—	ZCE
Santuario del Manatí, Bahía de Chetumal	Ixil	2 832	ZSCE
Santuario del Agua Sistema Hidrológico Presa Huapango	Matlatzinca, otomí	2 362	PE
Santuario del Agua Presa Đado	Otomí	1 400	PE
El Oso Bueno	Otomí	2 609	PE
Sierra de Tabasco	Chontal de Tabasco, chol	7 150	RE
Huitepec-Los Alcanfores	Tzotzil	103	ZSCE
Total		**534 119**	

Fuente: Bezaury-Creel *et al.* (2007).

Categorías de manejo: ZSCE, zona sujeta a conservación ecológica; ANPVEHC, área natural protegida de valor escénico, histórico y cultural; ANPT, áreas naturales protegidas típicas; PE, parque estatal; MN, monumento natural; RB, reserva biótica; RE, reserva ecológica; PU, parque urbano; PNRP, parque natural para la recreación popular; SSN, sitio sagrado natural; PETR, parque estatal turístico recreativo; ZEPFFSA, zona especial de protección de flora y fauna silvestre y acuática; ZCE, zona de conservación ecológica.

Por último, tenemos las formas de conservación de cafetales bajo sombra que, por ejemplo, en alrededor de 50 municipios zapotecos están impulsando la producción de café orgánico y la conservación del bosque mesófilo. La Unión de Comunidades Indígenas de la Region del Istmo (UCIRI), una de las organizaciones vinculadas a procesos de comercio justo, café bajo sombra y producción orgánica, aglutina a 2 600 familias, la mayoría indígenas, que abarcan unas 11 000 hectáreas (Bartra 2001; Manson *et al.* 2008).

Las regiones terrestres prioritarias en diversidad biológica y los territorios de los pueblos indígenas

Para definir las regiones bioculturales se sobrepusieron los polígonos de las RTP de la Conabio (Arriaga *et al.* 2000) con los territorios de los pueblos indígenas. Con la metodología y las descripciones que el panel de expertos utilizó para definirlas (con base en calificaciones de 1 a 3), obtuve una valoración de las 17 características relevantes de la riqueza biológica. Al sobreponer los territorios de los pueblos indígenas con las regiones terrestres prioritarias, se obtuvo un promedio de la suma de los valores otorgados por el panel, lo que produjo un índice de importancia de diversidad biológica, mismo que se muestra en la columna "Valor promedio total" del cuadro 15.7. Este promedio de las calificaciones nos da una jerarquización relativa de la diversidad biológica en los territorios indígenas.

De este modo, Boege (2008) registra por lo menos 36 regiones terrestres prioritarias para la diversidad biológi-

Cuadro 15.7 Regiones terrestres prioritarias en territorios de los pueblos indígenas

Pueblo indígena	Estado	Regiones terrestres prioritarias (CONABIO)	Valores para la conservación																			
			ANP	Centro de diversidad de plantas y endemismos	Diversidad ecosistémica	Tipos de vegetación primaria	Integridad ecológica funcional	Función como corredor biológico	Fenómenos naturales extraordinarios	Presencia de endemismos	Riqueza específica	Función como centro de origen y diversificación natural	Función como centro de domesticación de especies útiles	Pérdida de superficie original	Nivel de fragmentación	Cambios en densidad poblacional	Presión sobre especies clave	Concentración de especies en riesgo	Prácticas de manejo inadecuado	Proporción del área con manejo adecuado	Importancia por servicios ambientales	Presencia de grupos organizados	Valor promedio total
Zapoteco sureño, chatino, chontal de Oaxaca	Oaxaca	Sierra sur y costa de Oaxaca		0	3	6	4	2	1	3	3	2	0	2	1	3	2	2	3	0	3	1	2.1
Tzeltal	Chiapas	El Triunfo-La Encrucijada-Palo Blanco	X	3	3	2	3	3	3	2	3	2	1	2	3	2	0	3	2	2	3	2	2.2
Tarahumara	Chihuahua	Alta Tarahumara-Barrancas	X	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3	2	2	2	3	0	0	0	3	2	2.3
Popoluca, nahua	Veracruz	Sierra de Los Tuxtlas-Laguna del Ostión	X	0	3	4	2	2	3	2	3	2	1	3	3	2	3	2	3	2	3	3	2.3
Tojolabal	Chiapas	El Momón-Monte Bello	X	3	3	5	3	3	2	2	3	2	0	1	3	2	3	3	3	2	2	2	2.4
Mazateco, nahua, mixe, cuicateco, mixteco, chinanteco, zapoteco	Oaxaca, Puebla y Veracruz	Sierras del norte de Oaxaca-Mixe		3	3	5	4	3	2	3	3	3	2	2	2	2	2	3	2	1	3	3	2.5
Zoque, tzotzil	Oaxaca, Veracruz y Chiapas	Selva Zoque-La Sepultura	X	3	3	4	4	3	0	3	3	3	3	2	1	2	3	3	3	3	3	2	2.6
Chol, tzeltal, tzotzil, tojolabal, maya lacandón	Chiapas	Lacandona	X	3	3	2	4	3	3	1	3	3	2	3	3	3	3	3	3	2	3	3	2.6

Fuente: Arriaga *et al.* (2000).

ca que comparten los territorios de varios pueblos indígenas. Llama la atención que de ellas por lo menos 18 tienen alguna valoración como centro de origen de domesticación y centro de diversificación genética de plantas útiles. Sin minimizar la importancia de ninguna de las 36 RTP en que se encuentran 66 fracciones de territorios indígenas, por razones de espacio se presentan únicamente las ocho regiones que en todo el país tienen los valores más altos de diversidad biológica, incluyendo la domesticada, ocupadas por los pueblos mazateco, nahua, mixe, cuicateco, mixteco, chinanteco, zapoteco, zoque, tzotzil, chol, tzeltal, tzotzil, tojolabal y maya lacandón.

Al sobreponer los territorios indígenas a la superficie de las regiones terrestres prioritarias, las regiones hídrológicas y las áreas de importancia para la aves, se observa un traslape de cobertura de 19 675 981 hectáreas, lo que significa que 70% de los territorios indígenas está incluido en las prioridades para la conservación de la biodiversidad (cuadro 15.8).

15.3.4 Los recursos fitogenéticos domesticados y semidomesticados en los territorios de los pueblos indígenas

Dice el *Popul Vuh*:

> En *Paxil* y en *Cayalá* así llaman [a ese lugar], nacieron las mazorcas de maíz amarillo y de maíz blanco. Y he aquí los nombres de los animales que fueron a buscar alimento: *yac* (gato de monte); *utiú* (coyote); *quel* (cotorra o chocoyo) y *hoh* (cuervo), cuatro animales que dieron noticia de las mazorcas de maíz amarillo y de las de maíz blanco, que llegaban a Paxil, y que les mostraron el camino de Paxil. Allí fue donde obtuvieron al fin los alimentos que entraron en la carne del hombre creado, del hombre formado. Esa [fue] su sangre, que llegó a ser la sangre del hombre; el maíz entró en él por el cuidado de El que Engendra, de El que da el Ser. A continuación entraron en pláticas para hacer y formar a nuestra primera madre y a nuestro primer padre. Solo maíz amarillo y maíz blanco [entraron en] su carne y fueron el único alimento de las piernas y de los brazos del hombre. He aquí los nombres de los primeros hombres creados y formados. Este es el primer hombre, *Balam-Quitzé.* El segundo es *Balam-Agab.* El tercero, *Mahucutah*, y el cuarto, *Iqi-Balam.* Y estos son los nombres de nuestras primeras madres y primeros padres... en los que este alimento [se hizo] su carne.

Caballero (1984) señala que en México existen de 5 000 a 7 000 especies de plantas útiles, de las cuales entre 1 000 y 1 500 son comestibles. Destaca que una mayoría abrumadora de estas plantas, aunque estén fuera del interés comercial dominante, son parte de la alimentación de los pueblos indígenas y las comunidades campesinas. Una parte menor de los territorios de los pueblos indígenas se dedica a la agricultura, principalmente de temporal, y a la ganadería extensiva (12.2 y 11.3%, respectivamente). En la serie III del INEGI se consignan los usos agropecuarios del suelo en territorio indígena. La mayor parte de la población indígena se ubica sobre todo en zonas serranas. En efecto, casi 50% de la agricultura que se practica en territorios indígenas consiste en agricultura de ladera, es decir, en pendientes de entre 10 y 45 grados (cuadro 15.9).

La naturaleza de la agricultura indígena que se encuentra en entornos ecológicos muy diversificados no es ajena a la diversidad biológica que la rodea. Todavía existen indígenas que utilizan variedades silvestres, ruderales, arvenses, arbustos y árboles semidomesticados (Casas *et al.* 1994). Asimismo, en mercados regionales se intercambian semillas y cultivares que le imprimen características de reservorios genéticos a las distintas regiones indígenas.

La milpa, en sus múltiples variantes, es uno de los espacios más ricos para examinar las estrategias múltiples para la producción del sistema alimentario mesoamericano y abarca distintos agroecosistemas, que van desde la roza, tumba y quema hasta sistemas semipermanentes o permanentes de humedad y de riego, y hasta las chinampas (Rojas 1988). La milpa es, asimismo, manejo de la biodiversidad natural y cultural, de los recursos genéticos y organización del trabajo. Los recursos fitogenéticos que en ella se desarrollan abarcan, según las zonas, agroecosistemas complejos, con distintos niveles de domesticación de razas y variedades de maíz, frijol, calabaza, chiles, jitomates, tomates, quelites, quintoniles, huauzontles, epazote, acuyo, chayotes, chipile, verdolagas, amaranto, camotes, girasoles, chía, agaves, aguacates, tejocotes, capulines, etc. (Hernández-Xolocotzi 1998). El cuadro 15.10 documenta la importancia económica de la diversidad biológica domesticada por los pueblos indígenas, ya que varias líneas genéticas originales se encuentran todavía en sus territorios.

En la figura 15.3 se señalan las recolectas de maíz nativo realizadas en los últimos 60 años en los territorios de los pueblos indígenas; este material se encuentra en bancos de germoplasma *ex situ*, principalmente en el CIMMYT (CIMMYT 1999). A pesar de que las recolectas no se realizaron sistemáticamente en los territorios de los pueblos indígenas, los sitios donde se hizo suman alrededor de

Cuadro 15.8 Superficies de los territorios de los pueblos indígenas con protección oficial (ANP federales y estatales, regiones hidrológicas prioritarias, regiones terrestres prioritarias y AICA) (hectáreas)

Pueblo indígena	Superficie total	Superficie con protección	Porcentaje
Amuzgo	156 146	35 414	23
Chatino	223 077	221 668	99
Chichimeca jonaz	4 396	151	3
Chinanteco	651 480	578 261	89
Chocho	11 746	4 763	41
Chol	792 334	624 022	79
Chontal de Oaxaca	135 933	91 975	68
Chontal de Tabasco	79 406	76 665	97
Chuj	7 093	6 891	97
Chuj-kanjobal	683	683	100
Cochimí	7 599	2 000	26
Cora	367 047	361 489	98
Cucapá	155 332	8 520	5
Cuicateco	104 314	103 666	99
Guarijío	83 014	83 014	100
Huasteco	250 712	181 257	72
Huichol	832 951	585 963	70
Ixil	14 444	2 832	20
Jacalteco	3 777	1 780	47
Kanjobal	31 032	24 270	78
Kekchi	3 669	3 669	100
Kikapú	7 040	7 040	100
Kiliwa	27 557	19 901	72
Kumiai	7 603	440	6
Mame	35 796	18 617	52
Matlatzinca	4 071	3 568	88
Maya	7 440 854	4 654 989	63
Maya lacandón	490 074	490 046	100
Mayo	321 124	170 196	53
Mazahua	125 891	87 627	70
Mazateco	315 254	285 728	91
Mixe	681 045	634 225	93
Mixteco	1 700 796	743 322	44
Náhuatl	3 549	3 516	99
Nahua del sur de Veracruz	96 293	71 171	74
Nahua de Durango	36 582	36 582	100
Nahua de Michoacán	76 218	76 218	100
Nahua de Guerrero, Altiplano, Estado de México y Oaxaca	663 813	152 685	23
Nahua de San Luis Potosí, Sierra Norte de Puebla, norte de Veracruz	947 703	765 633	81
Nahua de Zongolica-Pico de Orizaba	348 988	261 569	75
Otomí	488 627	172 790	35



Cuadro 15.8 [*concluye*]

Pueblo indígena	Superficie total	Superficie con protección	Porcentaje
Paipai	68 326	48 473	71
Pame	104 479	43 661	42
Pima	53 767	53 767	100
Popoloca	42 272	20 758	49
Popoluca	109 819	102 386	93
Purépecha	216 044	74 545	35
Quiché	32 414	521	2
Seri	212 222	211 967	100
Tarahumara	2 647 372	2 570 240	97
Tepehua	9 027	256	3
Tepehuán	1 182 536	1 038 624	88
Tlapaneco	294 429	211 495	72
Tojolabal	230 634	191 076	83
Totonaca	313 948	194 321	62
Triqui	56 290	37 572	67
Tzeltal	924 774	529 053	57
Tzotzil	774 323	430 322	56
Yaqui	449 320	423 212	94
Zapoteco	1 773 830	1 707 842	96
Zoque	678 665	131 074	19
Total	**27 909 554**	**19 675 981**	**70**

Cuadro 15.9 Uso del suelo en territorios de los pueblos indígenas

Uso del suelo	Territorios indígenas (hectáreas)	Porcentaje del total del territorio indígena	Grado de las pendientes	Superficie (hectáreas)
Pastizal inducido	912 181	11.3	s.d.	912 181
Pastizal cultivado	1 808 742		1-10 grados: suelos ligeramente inclinados	1 652 661
			10-20 grados: suelos medianamente inclinados	148 296
			20-45 grados: suelos muy inclinados	7 783
Agrícola de riego	303 116	1.25	1-10 grados: suelos ligeramente inclinados	300 829
			10-20 grados: suelos medianamente inclinados	2 248
			20-45 grados: suelos muy inclinados	38
Agrícola humedad	12 987	0.05	1-10 grados: suelos ligeramente inclinados	10 935
			10-20 grados: suelos medianamente inclinados	1 915
			20-45 grados: suelos muy inclinados	136
Agrícola de temporal	2 547 396	10.5	1-10 grados: suelos ligeramente inclinados	1 776 474
			10-20 grados: suelos medianamente inclinados	670 474
			20-45 grados: suelos muy inclinados	100 447
Bosque cultivado	12 527	0.05	1-10 grados: suelos ligeramente inclinados	12 525
			10-20 grados: suelos medianamente inclinados	s.d.
			20-45 grados: suelos muy inclinados	s.d

Fuente: INEGI (2005), datos recortados para los territorios de los pueblos indígenas.

Cuadro 15.10 Importancia económica de las especies anuales y perennes domesticadas[1] (principalmente comestibles) en Mesoamérica por los pueblos indígenas de México

Cultivo	Nombre científico	Superficie cosechada (hectáreas)	Producción (ton)	Valor de la producción en miles de pesos
ANUALES				
Algodón hueso	*Gossypium hirsutum*	60 634	209 360	1 230 959
Amaranto	*Amaranthus cruentus*	1 435	2 321	13 052
Cacahuate	*Arachis hypogaea*	50 222	91 916	428 076
Calabaza 1	*Curcubita pepo*	30 841	461 967	1 466 394
Calabaza 2	*Curcubita pepo*	16 992	85 792	335 349
Camote	*Ipomoea batatas*	2 602	61 739	171 168
Cempasúchil (flor)	*Tagetes erecta*	1 999	22 243	38 586
Chayote	*Sechium edule*	1 532	95 957	172 103
Chía	*Salvia hispanica*	300	900	2 430
Chilacayote	*Cucurbita ficifolia*	301	4 706	14 200
Chile seco	*Capsicum annuum*	56 173	82 022	2 166 075
Chile verde	*Capsicum annuum*	86 719	1 368 259	5 243 732
Epazote	*Chenopodium ambrosioides*	139	1 230	3 993
Frijol	*Phaseolus vulgaris*	1 904 100	1 414 903	7 183 875
Frijol en ejote	*Phaseolus vulgaris*	9 664	96 387	336 136
Girasol	*Helianthus annuus*	232	203	12 377
Guaje verdura	*Leucaena leucocephala*	30	750	450
Huauzontle	*Chenopodium berlandieri*	170	2 007	5 017
Jícama	*Pachyrhizus erosus*	6 175	166 880	314 367
Maíz en elote	*Zea mays*	43 227	503 407	618 180
Maíz forrajero verde	*Zea mays*	290 419	8 880 267	2 473 668
Maíz grano	*Zea mays*	7 522 055	20 703 161	33 499 849
Nochebuena (plantas)	*Euphorbia pulcherrima*	13	650 000	19 500
Pápalo	*Parophillum macrocephalum*	440	5 362	13 554
Quelite	*Amaranthus hybridus*	71	570	1 324
Romerito	*Suaeda torreyana*	586	5 011	24 189
Tabaco	*Nicotiana rustica*	12 217	22 437	411 164
Tomate verde	*Physalis ixocarpa*	54 044	726 218	2 059 331
Verdolaga	*Portulaca oleracea*	682	8 352	28 527
Yuca alimenticia	*Manihot esculenta*	991	13 008	28 678
Subtotal anuales		**10 155 005**	**35 687 335**	**58 316 303**
PERENNES DOMESTICADAS				
Achiote	*Bixa orellana*	958	667	5 950
Agave mezcal	*Agave angustifolia*	4 720	302 060	955 720
Agave tequilero	*Agave tequilana*	3 943	435 779	3 254 408
Aguacate Hass	*Persea americana*	84 483	831 238	5 020 954
Anona	*Annona reticulata*	13	48	38



Cuadro 15.10 [*concluye*]

Cultivo	Nombre científico	Superficie cosechada (hectáreas)	Producción (ton)	Valor de la producción en miles de pesos
Arrayán	*Psidium sartorianum*	10	35	105
Cacao	*Theobroma cacao*	80 903	49 965	845 412
Capulín	*Prunus serotina*	78	293	774
Chirimoya	*Annona cherimola*	68	4 433	1 728
Ciruela tropical	*Spondias purpurea*	12 407	56 535	162 058
Guaje	*Leucaena leucocephala*	381	3 947	10 714
Guanábana	*Annona muricata*	1 672	11 386	47 868
Henequén	*Agave fourcroydes*	16 461	107 106	311 722
Jojoba	*Simmondsia chinensis*	310	279	5 022
Maguey pulquero	*Agave* spp.	2 233	229 015	487 907
Mamey	*Pouteria zapota*	742	6 670	28 961
Nanche	*Byrsonima crassifolia*	1 848	9 457	29 301
Nopal forrajero	*Opuntia* spp.	2 244	46 557	15 993
Nopalitos	*Opuntia fícus-indica*	9 579	563 443	1 272 805
Papaya	*Carica papaya*	18 656	729 080	2 093 788
Pitahaya	*Stenocereus queretaroensis*	944	1 680	12 095
Tejocote	*Crataegus pubescens*	655	3 734	8 657
Tomate (jitomate)	*Licopersicum esculentum*	48 317	1 498 572	5 917 197
Tuna	*Opuntia ficus-indica*	38 365	332 168	458 583
Vainilla	*Vanilla planifolia*	575	177	21 760
Zapote chicozapote	*Manilkara zapota*	1 547	14 366	30 766
Zapote negro	*Diospyros digyna*	97	588	842
Subtotal perennes		**332 209**	**5 239 278**	**21 001 128**
Total		**10 487 214**	**40 926 613**	**79 317 431**

[1] Representan en conjunto 35% del PIB agropecuario.
Fuente: Servicio de Información y Estadística Agroalimentaria y Pesquera, Sagarpa (Molina y Córdova 2006).

2 100 y muestran una gran diversidad de razas y variedades de maíz. En el cuadro 15.11 se incluyeron 16 147 registros de especies que aparecen en las distintas milpas y parientes silvestres que corresponden a 61 especies para el género *Phaseolus*, 16 especies del género *Cucurbita*, siete especies del género *Capsicum*, siete especies del género *Sechium* y una especie del género *Lycopersicon* (Conabio 2006a).

La presencia indígena de larga duración en estos territorios determina una gran experiencia en el aprovechamiento y manejo de esta riqueza de los recursos vegetales. Casas *et al.* (1994) han documentado procesos de domesticación y semidomesticación en donde las culturas indígenas manipulan intencionalmente comunidades y poblaciones silvestres, así como las arvenses, con el fin de aumentar los recursos vegetales. El manejo incluye la tolerancia, la inducción y la protección selectiva de individuos de especies útiles durante perturbaciones intencionales de la vegetación. Los mismos autores afirman que Mesoamérica ha sido un laboratorio viviente de domesticación. Challenger (1998) hace un recuento de estos "laboratorios" vivientes y describe las principales estrategias indígenas productivas por zona ecológica (tropical húmeda, tropical subhúmeda, bosque mesófilo de montaña, bosque de pino y encino, la zona árida y semiárida que corresponde al matorral xerófilo y al pastizal semidesértico). Este tipo de laboratorios vivientes es afín a los "Centros Vavilov", definidos por el propio Vavilov (1992)

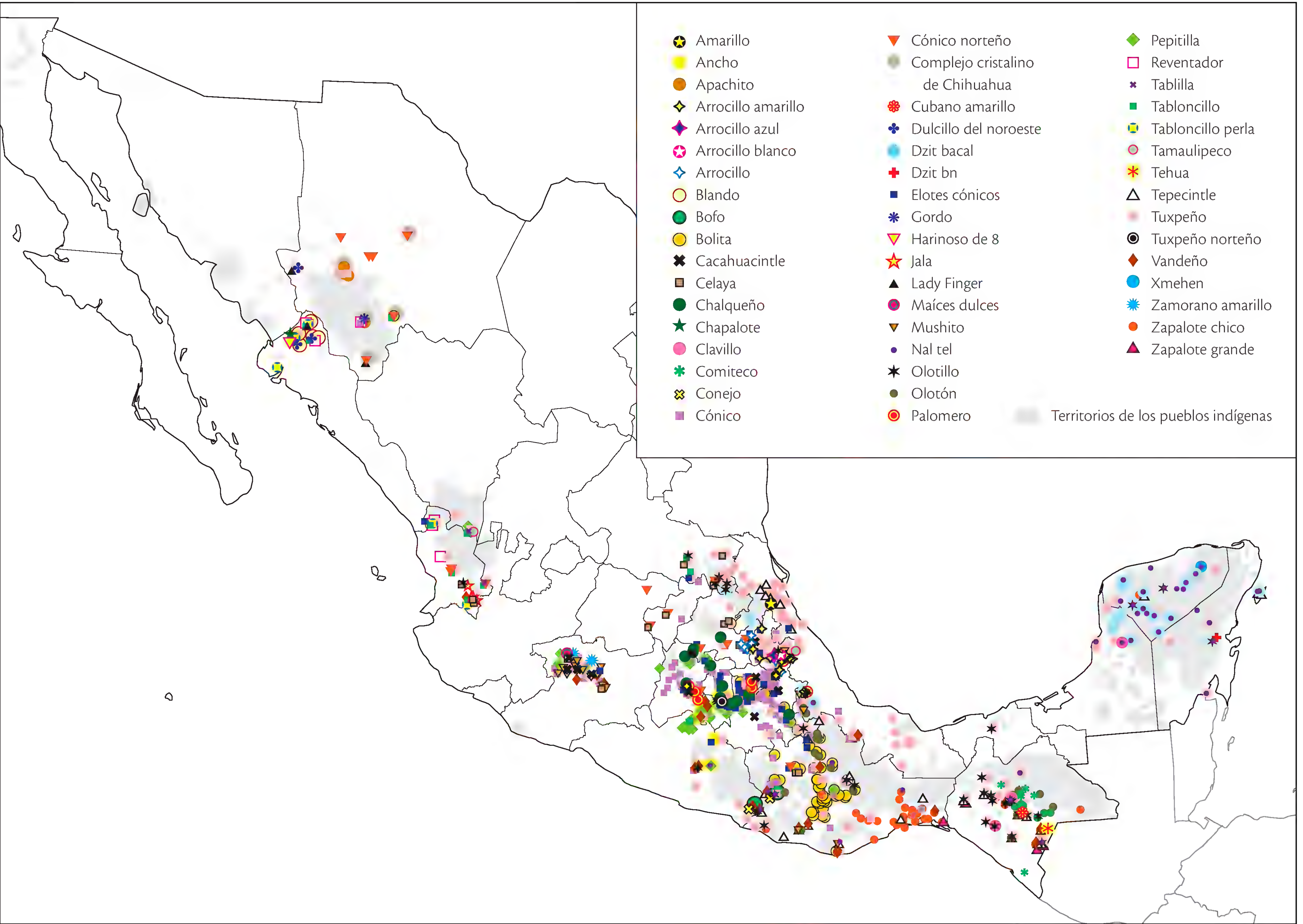


Figura 15.3 Recolectas de maíz nativo en territorios de los pueblos indígenas. Fuente: figura 15.1 y CIMMYT (2003).

Cuadro 15.11 La agrobiodiversidad mesoamericana en los territorios de los pueblos indígenas

Región biocultural prioritaria (RBP)	Territorios indígenas	Composición de las milpas según los registros botánicos (primera aproximación) de CONABIO y otras fuentes	
		Razas y algunas variedades de maíz reportadas en los territorios indígenas[1]	**Otras especies comestibles domesticadas, cultivadas o arvenses, que aparecen en la milpa y huertos indígenas, así como algunos de sus pares silvestres registrados en los territorios de los pueblos indígenas. Especies y variedades manejadas, toleradas o protegidas**[2]
Sierra de Juárez-Delta del Río Colorado	Cochimí, kumai, cucapá, kiliwa, paipai		*Panicum sonorum* (3)
Isla Tiburón-Río Bacoachi	Seri		Pitaya
Parte baja Río Yaqui-Río Mayo	Yaqui, mayo	Blando de Sonora, chapalote, dulce norteño, dulce, dulcillo noreste, elotes occidentales, harinoso, onaveño, San Juan, tuxpeño (A, B, C)	*Agave angustifolia*, *A. rhodacantha* (13)
Alta Tarahumara, Guadalupe y Calvo	Pima, guarijío, tepehuán, rarámuri	Ancho pozolero, apachito, apachito 8, apachito 9, azul, bofo, bolita, chalqueño, cristalino norteño, cristalino Chihuahua, cónico norteño, dulce borteño, dulce, hembra, perla harinoso, gordo, Lady Finger, nal tel, onaveño, reventador, reventador palomero, San Juan, tablita, tabloncillo, tabloncillo perla, tuxpeño (A, B, C)	*Agave angustifolia*, *Amaranthus hybridus*, *Cucurbita ficifolia*, *C. pepo*, *Phaseolus coccineus* (1, 13)
Huicot	Cora, nahua, huichol, tepehuán	Amarillo cristalino, blanco tampiqueño, bofo, Celaya, cónico norteño, harinoso de 8, jala, maíz dulce, reventador, pepitilla, serrano, tabloncillo, tuxpeño, tablilla, de ocho, tabloncillo perla, tamaulipeco, teocinte, vandeño (A, B, C)	*Agave americana*, *A. angustifolia*, *A. durangensis*, *A. lechuguilla*, *A. maximiliana*, *Amaranthus hybridus*, *A. leucocarpus*, *Annona reticulata*, *Byrsonima crassifolia*, *Casimiroa edulis*, *Chenopodium mexicanum*, *Curcubita* sp., *C. moschata*, *Inga vera*, *Leucaena esculenta*, *L. lanceolata*, *Mastichodendron camiri*, *Opuntia* sp., *Persea americana*, *Phaseolus leptostachyus*, *Physalis leptophylla*, *P. angulata*, *Psidium guajava*, *P. sartorianum*, *Randia laevigata*, *Sarcostemma odoratum*, *Spondias mombin*, *S. purpurea*, *Stenocereus montanus*, *Vitex mollis*, *V. pyramidata* (1, 11, 13)
Sierra Coalcomán	Nahua de Michoacán	Cónico, elotes occidentales, reventador, olotillo, tabloncillo, tuxpeño, zamorano amarillo	*Annona purpurea*, *Ipomoea bracteata* (1)
Tancítaro	Purépecha	Arrocillo, cacahuacintle, Celaya, cristalino norteño, cónico norteño, elotes cónicos, maíz dulce, mushito, palomero toluqueño, pepitilla, tabloncillo, tuxpeño, vandeño, zapalote grande, purépecha (A, B)	*Agave atrovirens*, *A. inaequidens*, *A. maximiliana*, *A. salmiana*, *Amaranthus hybridus*, *A. retroflexus*, *Annona cherimola*, *Chenopodium mexicanum*, *C. album*, *C. berlandieri*, *Cucurbita ficifolia*, *C. moschata*, *Jaltomata procumbens*, *Phaseolus coccineus*, *P. pluriflorus*, *P.vulgaris*, *Physalis pubescens*, *Solanum stoloniferum*, *S. verrucosum* (1, 10, 13)
Sierra de Chincua, Cabecera Río Lerma, Nevado de Toluca	Otomí, matlatzinca, mazahua	Arrocillo amarillo, arrocillo azul, cacahuacintle, chalqueño, cristalino norteño, cónico norteño, elotes cónicos, palomero, palomero toluqueño (A, B, C)	*Agave atrovirens*, *A. inaequidens*, *A.maximiliana*, *Cucurbita ficifolia*, *C. pepo*, *Phaseolus vulgaris* (1, 13)



Cuadro 15.11 [*continúa*]

Región biocultural prioritaria (RBP)	Territorios indígenas	Composición de las milpas según los registros botánicos (primera aproximación) de CONABIO y otras fuentes: Razas y algunas variedades de maíz reportadas en los territorios indígenas[1]	Composición de las milpas según los registros botánicos (primera aproximación) de CONABIO y otras fuentes: Otras especies comestibles domesticadas, cultivadas o arvenses, que aparecen en la milpa y huertos indígenas, así como algunos de sus pares silvestres registrados en los territorios de los pueblos indígenas. Especies y variedades manejadas, toleradas o protegidas[2]
Montaña de Guerrero, sierras de Taxco y Huautla, Cuenca del Papagayo-Ometepec	Nahuas de Guerrero, Morelos, Estado de México, sur de Puebla	Ancho, ancho pozolero, bolita, elotes cónicos, pepitilla, bolita, elotes cónicos, tabloncillo, olotillo, nal tel, palomero, vandeño (A)	*Agave americana*, *A. cupreata*, *A. lechuguilla*, *Amaranthus* sp., *Arachis hypogaea*, *Capsicum nahum*, *Cucurbita moschata*, *C. pepo*, *Leucaena esculenta*, *Phaseolus coccineus*, *P. leptostachyus*, *P. vulgaris* (1, 13)
Sierra Nevada y La Malinche	Nahuas, otomí de Ixtenco	Arrocillo azul, arrocillo blanco, bolita, cacahuacintle, chalqueño, cristalino norteño, tuxpeño, chalqueño, palomero (A, C ,H)	*Agave angustifolia*, *A. atrovirens*, *Annona angustifolia*, *A. cherimola*, *A. reticulata*, *Capsicum annuum*, *Cucurbita ficifolia*, *C. pepo*, *Leucaena esculenta*, *Lycopersicon esculentum*, *Opuntia strepacantha*, *Persea americana*, *Phaseolus coccineus*, *P. vulgaris*, *P. leptostachyus*, *Physalis chenopodifolia*, *P. philadelphica*, *Sechium edule*, *Solanum demissum* (papa cimarrona), *S. stoloniferum* (papa de monte o voladora) (1, 13)
Mixteca-Triqui	Tlapaneco, triqui, amuzgo, mixteco de las mixtecas alta y baja, mixteco de la costa	Ancho, arrocillo, bolita, Celaya, chalqueño, chiquito, conejo, cristalino norteño, cónico x, comiteco, carriceño, condensado, elotes cónicos, fascia, maizón, sapo, magueyano, mixeño, mixteco, nal tel, naranjero, olotón, olotón imbricado, olotillo, pastor veracruzano, pepitilla, serrano mixe, mushito, serrano de Oaxaca, tablita, tehua, tehuacanero, tehuanito, tepecintle, tuxpeño, vandeño (A, E, F, G, I, J, K)	*Agave americana*, *A. angustifolia*, *A. atrovirens*, *A. karwinskii*, *A. lophantha*, *A. marmorata*, *A. potatorum*, *A. salmiana*, *Allium glandusolum*, *Amaranthus hybridus*, *Capsicum frutescens*, *Chenopodium mexicanum*, *Cucurbita argyrosperma*, *C. pepo*, *Leucaena esculenta*, *Persea americana*, *Phaseolus coccineus*, *P. chiapasanus*, *P. leptostachyus*, *P. vulgaris*, *Sechium edule* (1, 9, 13)
Sierra Sur de Oaxaca	Zapoteco sureño, chatino, chontal de Oaxaca, huave	Arrocillo, bolita, comiteco, chalqueño, conejo, cónico, cristalino norteño, cuarenteño amarillo, elotes cónicos, magueyano, maíz boca de monte, maíz hoja morada, maizón, mushito, mejorado nativizado, nal tel, nal tel de altura, negro mixteco, olotón, olotillo, olotillo amarillo, rocamay, serrano, tablita grande, amarillo, blanco, tempranero amarillo, tepecintle, tuxpeño, vandeño, zapalote chico (A, F)	*Agave americana*, *A. angustifolia*, *A. karwinskii*, *A. potatorum*, *Crotalaria pumila*, *Cucurbita* sp. (tamala, chompa cáscara dura), *Ipomoea batatas*, *Manihot* sp., *Phaseolus* sp. (garrote, enredador, piñero, shumil, tacaná), *Pachyrhizus erosus*, *Portulaca oleracea* (1, 13)
Kikapoa	Kikapú	Tehua, tuxpeño (A)	*Cucurbita* sp., *Phaseolus* sp.

Cuadro 15.11 [*continúa*]

Región biocultural prioritaria (RBP)	Territorios indígenas	Composición de las milpas según los registros botánicos (primera aproximación) de Conabio y otras fuentes	
		Razas y algunas variedades de maíz reportadas en los territorios indígenas[1]	**Otras especies comestibles domesticadas, cultivadas o arvenses, que aparecen en la milpa y huertos indígenas, así como algunos de sus pares silvestres registrados en los territorios de los pueblos indígenas. Especies y variedades manejadas, toleradas o protegidas**[2]
Huastecas, Sierra Norte de Puebla	Huasteco; otomí; nahuas: norte de Puebla, Veracruz, San Luis Potosí; tepehua, totonaca	Arrocillo, arrocillo amarillo, arrocillo blanco, arrocillo azul, cacahuacintle, Celaya, cónico norteño, cristalino norteño, elotes cónicos, mushito, olotillo, palomero, pepitilla, ratón tamaulipeco, tepecintle, tepecintle 7, tuxpeño, tuxpeño 8, tuxpeño 9, ts'it bakal (A, B, H, L)	*Agave americana, A. lophantha, Amaranthus hybridus, A. hypochondriacus, Annona cherimola, Capsicum annuum, C. pubescens, Cucurbita argyrosperma, C. ficifolia, C. moschata, C. okeechobensis, C. pepo, Diospyros digyna, Ipomoea batatas, I. hederacea, I. indica, I. phyllomega, Manihot esculenta, Pachyrhizus erosus, Persea americana, Phaseolus acutifolius, P. coccineus, P. lunatus, P. polyanthus, P. vulgaris, Physalis philadelphica, Porophyllum ruderale, Prunus serotina, Sechium edule, Spondias purpurea, Vanilla planifolia* en las partes bajas, *Vigna unguiculata, Xanthosoma robustum* (1, 7, 13)
Sierra Gorda, Barrancas de Meztitlán	Otomí, pame, chichimeca jonaz	Arrocillo amarillo, chalqueño, cristalino norteño, cónico norteño, ts'it bakal, elotes cónicos, fascia, mushito, tabloncillo tuxpeño (A, B, C)	*Agave americana, A. inaequidens, A. lechuguilla, A. salmiana, A. striata, Ipomoea lozanii, I. pubescens, Phaseolus coccineus, Solanum schenkii, S. verrucosum* (1, 16)
Valle de Tehuacán	Chocho, popoloca, nahuas de Zongolica, cuicateco, mazateco, chinanteco, mixteco, ixcateco	Bolita, chalqueño, elotes cónicos, olotón, pepitilla, tuxpeño (A, B, C)	*Acacia acatlensis, Agave angustifolia, A. karwinskii, A. potatorum, A. peacockii, A. salmiana, Amaranthus hybridus, Escontria chiotilla, Hylocereus undatus, Leucaena esculenta, L. leucocephala, Myrtillocactus geometrizans, M. schenckii, Neobuxbaumia tetetzo, Opuntia* sp., *O. auberi, O. cochenillifera, Pachycereus hollianus, Phaseolus vulgaris, Polaskia chende, P. chichipe, Portulaca oleracea, Solanum lesteri, S. polyadenium, Stenocereus pruinosus, S. stellatus, Yucca periculosa* (1, 5, 6, 13)
Zongolica-Sierra Norte de Oaxaca	Nahua de Zongolica, mazateco, chinanteco, cuicateco, zapoteco, mixe	Bolita, Celaya, cónico, chalqueño, chiquito, comiteco, cristalino norteño, elotes cónicos, elotes occidentales, mixeño, mushito, nal tel, nal tel de altura, olotillo, olotón, onaveño, pepitilla, serrano, serrano de Oaxaca, tepecintle, tuxpeño, vandeño, zamorano, zapalote chico, zapalote grande (A, B, C, F)	*Agave angustifolia, A. atrovirens* var. *mirabilis, A. chiapensis, A. karwinskii, A. mapisaga, A. potatorum, A. salmiana, Amaranthus* sp., *Annona cherimola, A. muricata, Bixa orellana, Carica papaya, Capsicum rhomboideum, Cucurbita argyrosperma, C. ficifolia, C. maxima, C. moschata, C. okeechobensis, C. pepo, Diospyros digyna, Leucaena esculenta, L. leucocephala, L. macrophylla, Lycopersicon esculentum* (jitomate riñón), *Persea americana, Phaseolus coccineus, P. chiapasanus, P. vulgaris, Physalis philadelphica, Sechium americanum, S. edule, S. chinantlense, Solanum schenkii, Spondias mombin, Terminalia catappa, Vanilla planifolia* (1, 7, 13)
Los Tuxtlas-Sierra Santa Marta	Nahuas del sur de Veracruz, popoluca	Olotillo, tuxpeño, nal tel, olotillo, tepecintle, tuxpeño (A, B, E)	*Acrocomia mexicana, Allophylus cominia, Annona muricata, A. purpurea, A. reticulata, Arum sagittifolium, Arachis hypogaea, Astrocaryum mexicanum, Cajanus cajan, Canavalia glabra, Capsicum annuum, Chamaedorea elatior, C. tepejilote, Chrysophyllum mexicanum, Colocasia esculenta, Crotalaria longirostrata, Diospyros digyna, Erythrina americana, Ficus hartwegii, Inga jinicuil, I. punctata, I. sapindoides, I. vera, Jaltomata procumbens, Lycopersicon esculentum, Manihot sculenta, Manilkara zapota, Parathesis* sp., *Passiflora* sp., *P. foetida, P. quadrangularis, Persea americana, Phachyrhizus erosus, Phaseolus lunatus, P. vulgaris, Pimenta dioica, Piper auritum, Plumeriopsis ahouai, Pouteria campechiana, P. sapota, Psidium friedrichsthalianum, P. guajava, P. guineense, Sechium edule, Solanum nigrum, Spondias* sp., *Trophis racemosa, Vigna unguiculata, Xanthosoma violaceum, Yucca elephantipes* (1, 4)

Cuadro 15.11 [*concluye*]

Región biocultural prioritaria (RBP)	Territorios indígenas	Composición de las milpas según los registros botánicos (primera aproximación) de CONABIO y otras fuentes: Razas y algunas variedades de maíz reportadas en los territorios indígenas[1]	Composición de las milpas según los registros botánicos (primera aproximación) de CONABIO y otras fuentes: Otras especies comestibles domesticadas, cultivadas o arvenses, que aparecen en la milpa y huertos indígenas, así como algunos de sus pares silvestres registrados en los territorios de los pueblos indígenas. Especies y variedades manejadas, toleradas o protegidas[2]
Selva Zoque-Sepultura-Malpaso	Zoque, tzotzil, tzeltal, chol	Cristalino norteño, olotillo, olotón, tepecintle, vandeño, zapalote chico (A, B, C)	*Agave angustifolia*, *Capsicum lanceolatum*, *C. rhomboideum*, *Byrsonima crassifolia*, *Spondias mombin* (1, 13)
Bosques mesófilos Altos de Chiapas, Selva Lacandona, Lagunas de Montebello	Zoque, maya lacandón, chol, kanjobal, chuj, tojolabal, tzotzil, tzeltal, chontal de Tabasco (en la sierra), mame	Arrocillo amarillo, clavillo, comiteco, cristalino norteño, comiteco, cubana, elotes cónicos, motozintleco, nal tel, olotillo, glotón (incluye negro de Chimaltenango), olotillo, quicheño, tehua, tepecintle, tuxpeño, vandeño, zapalote chico, zapalote grande (A, B, C, K, J)	*Amaranthus caudatus*, *A. hybridus*, *Arachis hypogaea*, *Bidens pilosa*, *Brassica campestres*, *Byrsonima crassifolia*, *Cajanus cajan*, *Capsicum annuum*, *C. pubescens*, *Chenopodium ambrosioides*, *Cirsium horridulum*, *Cucurbita argyrosperma*, *C. ficifolia*, *C. moschata*, *C. okeechobensis*, *C. pepo*, *Cymbopogon citratus*, *Cyphomandra betacea*, *Eryngium foetidum*, *Galinsoga quadriradiata*, *Guazuma ulmifolia*, *Inga leptoloba*, *Ipomoea batatas*, *Jaltomata procumbens*, *Jatropha curcas*, *Leucaena diversifolia*, *Lycopersicon esculentum*, *Nothoscordum bivalve*, *Parathesis chiapensis*, *Phaseolus coccineus*, *P. leucanthus*, *P. vulgaris*, *Physalis gracilis*, *Portulaca oleracea*, *Psidium guajava*, *P. guineense*, *Salvia coccinea*, *Solanum hirtum*, *S. americanum*, *Vigna unguiculata* (1, 8, 12)
El Triunfo	Tzeltal, tzotzil	Olotillo, olotón, tepecintle, tuxpeño (A)	*Cucurbita argyrosperma* (1)
Chontalpa	Chontal de Tabasco	Olotillo, tuxpeño, marceño (A, C)	*Acoelorraphe wrightii*, *Acrocomia mexicana*, *Bactris balanoidea*, *Capsicum annuum*, *Curcubita lundelliana*, *Byrsonima crassifolia*, *Hylocereus undatus*, *Roystonea dunlapiana*, *Sabal mexicana*, *Scheelea liebmannii*, *Spondias mombin*, *Theobroma cacao*, *Tradescantia pendula*, *Trema micrantha* (1)
Maya Península de Yucatán	Maya de Yucatán, chol, tzeltal, kekchi, kanjobal	Boxloch, chac chob, bekech bakal, chuya, clavillo, cubana, e hub, ek sa kaa, nal tel, nal xoy, olotillo, sak tux, sak nal, servera, tepecintle, ts'it bakal, zapalote chico, xnuk nal (tuxpeño), xkan nal, xee ju, xtuo nal, nal tel (A, B, D)	*Acrocomia mexicana*, *Agave angustifolia*, *Annona muricata*, *A. squamosa*, *A. diversifolia*, *Ananas comosus*, *Arachis hypogaea*, *Bixa orellana*, *Brosimum alicastrum*, *Byrsonima crassifolia*, *Cajanus cajan*, *Capsicum annuum*, *C. frutescens*, *C. pubescens*, *C. sinense*, *Carica papaya*, *Carica pennata*, *Chrysophyllum cainito*, *Cnidoscolus aconitifolius*, *C. chayamansa*, *Cocos nucifera*, *Cordia dodecandra*, *Cucurbita argyrosperma*, *C. foetidissima*, *C. lundelliana*, *C. moschata* , *C. pepo*, *Dioscorea alata*, *Hylocereus undatus*, *Ipomoea batatas*, *Lagenaria siceraria*, *Lycopersicon esculentum*, *Manihot esculenta*, *Manilkara zapota*, *Pachyrhizus erosus*, *Persea americana*, *Phaseolus vulgaris*, *P. lunatus*, *Psidium guajava*, *Solanum tuberosum*, *Sechium edule*, *Spondias* sp., *Talisia olivaeformis*, *Vigna unguiculata*, *Xanthosoma yucatanense* (ñame) (1, 2, 3, 13)

[1] Fuentes consultadas para la distribución de razas de maíz: (A) CIMMYT (2003); Hernández-Xolocotzi (1985, 1987); Wellhausen *et al.* (1987); (B) Ortega-Paczka (2003); (C) Aguilar *et al.* (2003b); (D) Solís y Van Heerwaarden (2003); (E) Blanco (2006); (F) Aragón *et al.* (2006); (G) Navarro (2004); (H) Martínez *et al.* (2000); (I) Muñoz (2003); (J) Perales *et al.* (2005); (K) Ortega-Paczka (1973); (L) Astier y Barrera-Bassols (2006).

[2] Fuentes consultadas para la distribución de la agrobiodiversidad: (1) CONABIO (2007a-d); (2) Terán *et al.* (1998); (3) Colunga-García Marín y May-Pat (1992); (4) Blanco (2006); (5) González (1989); (6) Dávila (1993); (7) Arellano y Casas (2003), Casas (1992), Casas *et al.* (2001), Casas y Barbera (2002), Dávila y Sánchez (1994); (8) Martínez *et al.* (2000); (9) García-Mendoza *et al.* (2004); (10) Berlin (2000); (11) Navarro (2004); (12) Mapes, com. pers.; (13) Gispert y Rodríguez (1998); (14) Vázquez-Dávila (2001); (15) Nations y Nigh (1980); (16) Colunga-García Marín *et al.* (2007).

Nota: (en 1), como los territorios indígenas y comunidades campesinas son centros de origen de domesticación y diversificación genética, las especies incluidas provienen de recolectas de los pares silvestres algunas veces sembrados por los indígenas. Tal es el caso de los registros de la distribución nacional de los chiles *Capsicum annuum* variedad *glabriusculum*; *Cucurbita pepo* y sus parientes silvestres que se pueden hibridar y tener descendencia viable; del jitomate *Lycopersicon esculentum* y su variedad silvestre *L. esculentum leptophyllum*; de los frijoles (cinco especies) que se relacionan con el *Phaseolus vulgaris* silvestre.

como refugios irremplazables de agrobiodiversidad y esenciales para los sistemas alimentarios humanos. Este autor veía constantes geográficas en estos centros de origen, como las formidables barreras naturales (orográficas, de vegetación y climáticas) para la dispersión de especies, la concentración geográfica de la riqueza en variedades, además de la presencia de pueblos indígenas que por centurias o milenios han cultivado y transformado de manera ininterrumpida estas especies. Por tanto, México y los países de Centroamérica —al pertenecer a la categoría de centro de origen primario y secundario de endemismos (en algunas zonas ecológicas hasta 70%), así como de pervivencia de procesos de domesticación y diversificación ininterrumpida de "plantas útiles"— tienen la responsabilidad de desarrollar políticas específicas de conservación y desarrollo que tomen en cuenta a los pueblos indígenas y a las comunidades campesinas. La discusión alrededor de la domesticación y centro de origen ha dejado de ser un asunto netamente académico para convertirse en un tema estratégico para la defensa de la diversidad biológica y la agrobiodiversidad mesoamericanas. En este sentido, el informe que presentó el Instituto Nacional de Ecología de la Semarnat, elaborado por Ortiz y Otero (2007), a raíz de la polémica posibilidad de sembrar maíces transgénicos en México, define la domesticación como un proceso que involucra varias escalas tanto biológicas como sociales. Citando a Zeder (2006), estos autores señalan que para entender la naturaleza evolutiva de las relaciones de domesticación es más valioso considerar la totalidad de los procesos en las diferentes escalas involucradas en vez de intentar definir la demarcación exacta entre una población de plantas silvestres y otra de plantas domesticadas. Para el caso del maíz, por ejemplo, se trata de un largo proceso de dispersión y adaptación continua a condiciones ecológicas diferentes en donde solo en algunas regiones siguió la relación entre el maíz domesticado y las poblaciones silvestres. El estudio de Ortiz y Otero concluye que todo el país sigue siendo centro de origen y diversificación constante y sus acervos pueden considerarse como reservas y laboratorios genéticos de larga duración. En cada territorio de los pueblos indígenas encontramos razas de maíz y distintas variedades adaptadas a las condiciones ecológicas específicas. Se considera que esta diferenciación morfológica entre distintas razas de maíces se relaciona con la variación ecológica (Hernández-Xolocotzi 1998) y con los grupos étnicos. La generación de distintas razas es el resultado de una exitosa combinación de procesos naturales y culturales (Benz 1999). La relación íntima entre los paisajes "más naturales" y los agroecosistemas se puede observar en la milpa manejada mediante roza, tumba y quema en medio de la selva y en la que se pueden encontrar distintos estadios sucesionales de la vegetación natural (Hernández-Xolocotzi y Alanís 1970; Ortega-Paczka 1973). La agricultura que se practica en una gran parte de las parcelas campesinas tiene sus propios mecanismos de fitomejoramiento y el intercambio de semillas se hace dentro de la comunidad o a veces en mercados regionales, lo que explica la producción constante de nuevas variedades en los mismos cultivares.

Las tradiciones y el conocimiento de los pueblos indígenas radican principalmente en la cultura del maíz. La diversidad de las variedades de los maíces indígenas refleja las preferencias culturales de las distintas comunidades (colores, textura, sabor, usos, resistencia a plagas, clima errático, almacenaje seguro, etc.). El maíz, como cultivo universal emblemático, es uno de los cereales más importantes para la alimentación humana y se considera "el gran regalo de Mesoamérica para el mundo" (Taba 1995). Según datos del Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo (CIMMYT), en México y el resto de América Latina los maíces indígenas se cultivan en 54% de la superficie destinada a este cereal.

15.4 Las regiones bioculturales prioritarias: una base para la conservación de la biodiversidad y el desarrollo sustentable

En este apartado se destaca la importancia de las regiones bioculturales prioritarias para la conservación de la biodiversidad en el país.

1. Los territorios actuales de los pueblos indígenas de México se han definido en este trabajo como aquellos espacios donde viven mayoritariamente indígenas; estos abarcan 28 033 092 hectáreas del territorio nacional, es decir, 14.3%. En términos generales, estos pueblos se ubican en las cabeceras de cuencas y representan 23.3% de la captación nacional según el promedio de precipitación anual de los últimos 30 años. En la medida en que se incrementa el régimen de lluvias, estas zonas indígenas adquieren mayor importancia. Así, 43.7% de la precipitación nacional que abarca de 2 000 a 3 000 mm se efectúa en estos territorios, y si consideramos la isoyeta de más de 4 500 mm llegamos a la cifra de 66.9%. Se trata de regiones de alto riesgo porque son zonas de choque de las tormentas tropicales y huracanes.

2. En este 14.3% del territorio nacional se encuentra

una concentración extraordinaria de la diversidad biológica de México y en sus zonas ecológicas están presentes casi todos los tipos de vegetación que incluye el INEGI en las series I, II, III de la *Carta de uso actual del suelo y vegetación*. Así, 71% de todas las selvas medianas caducifolias, 63.6% de las selvas altas perennifolias, 59.9% de las selvas medianas subcaducifolias, la mitad de los bosques mesófilos de montaña y la quinta parte de las coníferas corresponden a estos territorios indígenas (Fig. 15.4). Los ensambles de especies presentes en los paisajes donde se encuentran cada uno de estos bosques son diferentes, lo que se va reflejar en el aumento de la riqueza en diversidad biológica. Si hemos de aplicar las estimaciones de la presencia de especies de plantas vasculares por zonas ecológicas realizadas por Rzedowski (1998), tendríamos que por lo menos la mitad de la totalidad de especies de todo el país se puede encontrar en los territorios indígenas.

Al aplicar los criterios de la CONABIO para definir las regiones terrestres prioritarias en diversidad biológica, la abrumadora mayoría de pueblos indígenas se encuentra en ellas, con más de 10 786 914 hectáreas (Boege 2008). Aplicando esta metodología a las regiones terrestres prioritarias en que se encuentran los territorios indígenas, las regiones que más alta calificación obtuvieron, en orden ascendente, son las siguientes: Sierra Sur y costa de Oaxaca, El Triunfo-Encrucijada Palo Blanco, Alta Tarahumara-Barrancas Sierra Los Tuxtlas y Laguna del Ostión, Sierras del Norte de Oaxaca-Mixe, Selva Zoque-La Sepultura y la Selva Lacandona. Si además le agregamos la superficie de las regiones hidrológicas prioritarias y las áreas de importancia para la conservación de las aves que no se sobreponen, tendremos que 17 320 890 hectáreas de los territorios de los pueblos indígenas, esto es 61%, son prioritarias para la conservación de la diversidad biológica del país.

Los indígenas han interactuado en procesos de larga duración con los ecosistemas de muy alta diversidad biológica. Los recursos fitogenéticos de origen mesoamericano cuya producción representa 30.2% del PIB agrícola de México y 15.4% de las especies del sistema alimentario mundial, se encuentran hoy día, en sus líneas nativas o "criollas", en gran parte de los territorios indígenas. Muchas de ellas interactúan con sus pares silvestres, lo que da lugar a verdaderos laboratorios bioculturales de domesticación y diversificación. Concluimos que los terri-

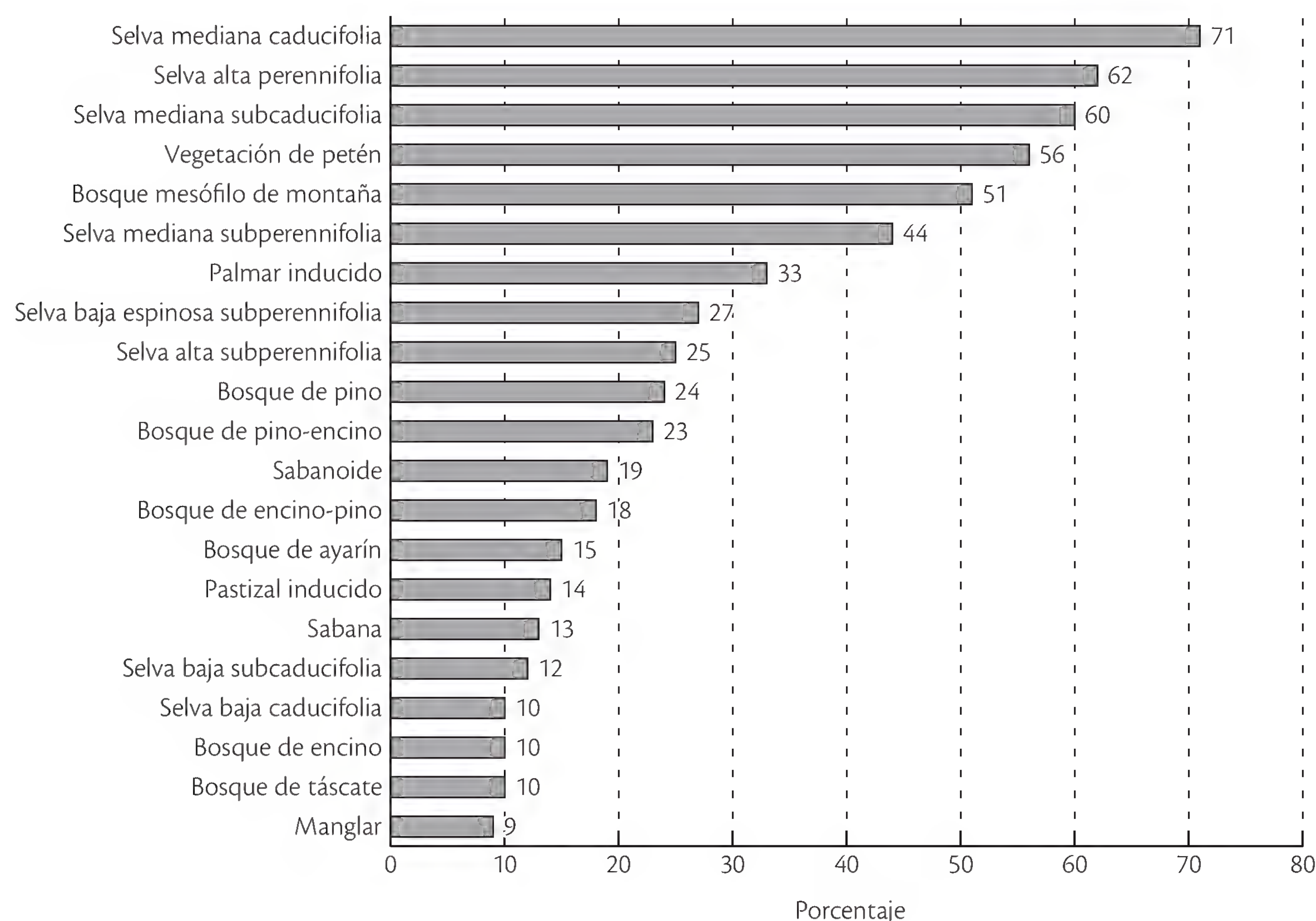


Figura 15.4 Porcentaje que ocupan los tipos de vegetación en territorios de los pueblos indígenas de México. Fuente: INEGI (2005)

torios indígenas son parte de los centros de origen y diversidad genética de varios de los cultivos alimentarios. En el cuadro 15.11 se presenta una primera aproximación a las especies y variedades de la agrobiodiversidad que se obtuvieron de más de 24 000 recolectas que se encuentran en los herbarios mexicanos, del INIFAP, del CIMMYT y que son una muestra representativa de los recursos biológicos colectivos de los indígenas contemporáneos.

15.4.1 Construir las regiones bioculturales de conservación y desarrollo

Los pueblos indígenas participan en el manejo de 2 000 298 hectáreas de sus territorios que se encuentran en áreas naturales protegidas, tanto federales como estatales. Esto representa 7% del total de sus áreas y 26.3% de la superficie de ANP. Resulta significativo que en 16 de las 50 reservas donde hay indígenas los territorios alcanzan una extensión de entre 10 000 y 358 443 hectáreas por área protegida. No obstante su importancia territorial, estos actores sociales no siempre participan como tales en la elaboración de los planes de manejo u operativos anuales. Los territorios de los pueblos indígenas se traslapan significativamente con la superficie de los polígonos que la Conabio definió como prioritarios para la biodiversidad; de estos, alrededor de dos millones tienen el estatus de área natural protegida, por lo que se debe considerar la necesidad de aprovechar mejor las experiencias de conservación y desarrollo que existen para esta enorme biodiversidad, tanto natural como domesticada. A continuación se presenta, dividida en dos rubros, una apretada síntesis del cúmulo de experiencias de conservación que se han desarrollado en comunidades y ejidos de los pueblos indígenas (Boege 2008).

1] Mejoramiento de las funciones de los ecosistemas naturales. Este tema incluye la conservación y restauración de la cubierta vegetal y la conservación de bosques y selvas de alto valor biológico. Tal mejoramiento se basa en actividades como el ordenamiento ecológico y territorial, la definición y delimitación de áreas de cultivo, de ganadería, de manejo forestal y de conservación, el establecimiento de reglas de acceso a los recursos naturales y el manejo de estos mediante una variedad de acciones que incluyen, entre otras, las siguientes: *a*] iniciativas de reservas comunitarias; *b*] forestería social o comunitaria: manejo forestal sustentable; *c*] bancos de germoplasma en bosques y selvas de alta diversidad biológica; *d*] manejo y reproducción de fauna silvestre; *e*] manejo de no maderables: café bajo sombra, miel, agaves, pita, copal, chicle y recuperación de especies en vía de extinción; *f*] ecoturismo campesino de bajo impacto ambiental, y *g*] compensación por servicios ambientales: captura de carbono, mantenimiento de bosques y selvas con alto valor de diversidad biológica.

Especial mención merecen, dentro de este rubro, el manejo de cuencas; la conservación y restauración de suelos, sobre todo en laderas, para retener el agua; la conservación de suelos cuenca arriba, y el desarrollo de pequeños sistemas de riego.

2] Programas para la conservación de la agrobiodiversidad in situ *y construcción de capital social para el manejo sustentable de los recursos naturales.* Desde los años ochenta del siglo XX se han ido forjando experiencias de lo que podemos denominar “las nuevas políticas de las comunidades indígenas y campesinas hacia la sustentabilidad”. Las experiencias más exitosas para la conservación y desarrollo regional sustentable se refieren a la integración de políticas en tres frentes articulados: el de las comunidades dentro de su territorio agrario, principalmente en las tierras comunales y de uso común, el de los productores(as) individuales (integrados en cooperativas o asociaciones de tipo productivo cultural u otro) y el frente regional (con organizaciones de segundo nivel).

Algunos programas piloto intentan retomar estas experiencias planteando un menú de opciones con distintos resultados auspiciados por el Global Environment Facility (GEF), como el Proyecto de Conservación de la Biodiversidad por Comunidades Indígenas (Coinbio), el Manejo Integrado de Ecosistemas en tres Ecorregiones Prioritarias (MIETEP), el Corredor Biológico Mesoamericano-México (CBM-M), los Programas de Desarrollo Regional Sustentable (Proders-Conanp), el Programa de Conservación y Manejo de Recursos Forestales (Procymaf), el Programa de Plantaciones Comerciales Forestales (Prodeplan), el Programa de Desarrollo Forestal (Prodefor) y los diferentes sistemas de pagos por servicios ambientales (PSA).

El ordenamiento del territorio por parte de los pueblos indígenas merece una mención especial porque es un instrumento importante para el desarrollo de proyectos de conservación y desarrollo sustentable. Esto no es nuevo para las comunidades indígenas o campesinas. El ordenamiento de los territorios ejidales y comunales, a lo largo del tiempo, se ha convertido en parte en una conquista de los comuneros y ejidatarios y en el reconoci-

miento de los derechos colectivos de propiedad sobre la tierra y los recursos (Chapela 2006). Tales derechos comprenden el relativo a la titularidad de la tierra y la definición de socios ejidales y comuneros.

La importancia de los derechos colectivos en relación con el ordenamiento territorial es fundamental. En México, por los antecedentes históricos de defensa, recuperación y confirmación de propiedad de las tierras de los pueblos, es muy difícil concebir la continuidad de los procesos ecológicos básicos (p. ej., ciclos de agua y carbono, regeneración de la fertilidad de los suelos, entre otros) sin el control de los bienes comunes en ejidos y tierras comunales. Todas las experiencias parten de la planeación territorial que realizan las propias comunidades con apoyo técnico exterior[4] (Chapela y Lara 1996). Planificar el uso de los territorios comunales con una perspectiva de largo plazo implica que la colectividad ha decidido voluntariamente sujetarse a unas autoridades y a un régimen normativo establecido. Así, se plantea, por ejemplo, que regenerar áreas de bosque degradadas obedece a una necesidad de formar los "almacenes" de recursos forestales del futuro y no se puede explicar la decisión como un estricto requerimiento productivo para los comuneros que hoy viven ahí; la regeneración forestal surge como un interés colectivo. Una experiencia típica de los ordenamientos territoriales comunitarios como instrumentos de planeación sería la que se da en un proceso de intercambio de saberes y de cooperación activa entre gente designada por la asamblea comunitaria y voluntarios por sectores (mujeres, ancianos, comuneros activos, niños), con capacidad de llegar a consensos entre grupos opuestos y crear un equipo técnico multidisciplinario. En los talleres de planeación participativa se habla por primera vez de manera sistemática de prácticas de aprovechamiento, de la calidad de los recursos e incluso de formas indebidas o ilegales de apropiación de algunos miembros. Uno de los ejes conductores de los talleres es plantearse que los recursos no se acaben, esto es, la necesidad de su uso sustentable. Otro punto clave es que se trata de un proceso que tiene que construir confianza para que los acuerdos y las reglas se respeten. Además de la asignación de los terrenos para diferentes usos prácticos, existe algo así como el territorio simbólico, donde se plantea la existencia de sitios sagrados, donde hay que llevar a cabo rituales antes de intervenir en ellos —como derribar árboles para sembrar, cazar, etc.— (Barabas y Bartolomé 1973; Boege 1988; Vázquez 2004; Luque y Robles 2006).

Así, entre los años 2000 y 2007 se han ordenado, con el apoyo de diversas instituciones, incluida la Conafor y algunas ONG,[5] 218 ejidos y comunidades en territorios de los pueblos indígenas; en total 1 987 456 hectáreas, de las cuales 507 183 se designaron para conservación y 677 917 para aprovechamiento sustentable (GAIA *et al.* 2006). En esta superficie dominan los bienes comunales sobre los ejidos. Destacan en estos ordenamientos las comunidades zapotecas con 67, las chinantecas con 49, las mixtecas con 22, los mixes con dos, nahuas del Altiplano con 10, los purépechas con nueve, los chontales de Oaxaca con nueve, tlapanecas, tzotziles y zoques con cinco, cuicatecas y tzeltales con cuatro, mazatecas con tres, y popolocas, nahuas de Michoacán y triques con uno. Es importante señalar que en estos procesos las áreas de aprovechamiento generalmente tienen un alto grado de sustentabildad, y podemos sumar así a la conservación nacional alrededor de 1 800 000 hectáreas en ejidos y comunidades indígenas. En general, estas áreas comunitarias de conservación protegen 16 tipos de vegetación: bosque de encino, encino-pino, pino-encino, pino, oyamel, táscate, bosque mesófilo de montaña, selva alta perennifolia, selva mediana subperennifolia, selva mediana subcaducifolia, selva mediana caducifolia, tulares, palmares inducidos, selva baja espinosa subperennifolia, chaparral y matorral crasicaule. Pardo y Flores (2006) nos presentan la siguiente síntesis sobre los ordenamientos territoriales comunitarios que estudiaron.

- El ordenamiento del territorio es una herramienta de gran utilidad para la planeación de los recursos comunitarios, al combinar técnicas de análisis y modelación geográfica y metodologías de participación comunitaria. El ordenamiento puede considerarse la plataforma hacia la autonomía en la toma de decisiones acerca del manejo de los recursos y hacia la autogestión comunitaria.
- La integración de ordenamientos comunitarios en los ámbitos de cuenca hidrográfica y región puede constituir la base para una política de ordenamiento regional y desarrollo sustentable construida con un enfoque "ascendente"(que corresponde a la traducción literal del inglés como "de abajo hacia arriba"), que oriente las inversiones productivas del gobierno hacia los programas diseñados por las comunidades.
- Para las comunidades, el ordenamiento es un medio para mejorar la organización social y obtener apoyos para proyectos productivos sustentables.
- Con el ordenamiento se logra establecer una plataforma de negociación interna para fijar las reglas de apro-

piación del recurso, restricción al acceso abierto y desordenado y la recuperación del recurso aprovechado.

- Para los tres niveles de gobierno, el ordenamiento otorga certidumbre para invertir en programas diseñados en función de la vocación de uso del suelo y con el consenso comunitario.
- Para las organizaciones civiles que promueven los ordenamientos, estos son instrumentos que permiten una planeación a largo plazo del desarrollo de la comunidad con base en criterios locales de bienestar.
- El principal logro de los ordenamientos es llegar a consensos sobre normas de uso del territorio, estatutos comunales o reglamentos que integran el conocimiento local con criterios técnicos de optimización del aprovechamiento.
- Una de las principales limitantes para implementar los ordenamientos ecológicos comunitarios es que no tienen vinculación legal, al no estar reconocidos en ningún instrumento normativo. Para su validación, deben ser sancionados por las autoridades municipales o, una vez incluidos en reglamentos o estatutos comunitarios, validados en el Registro Agrario Nacional.
- Los ordenamientos comunitarios deben adaptarse a los tiempos locales y no a los calendarios fiscales. Para que la comunidad se apropie del proceso, se recomienda realizar el trabajo por fases. Un ejercicio completo puede durar entre uno y dos años.
- No existe una propuesta metodológica homogénea entre las diferentes organizaciones que promueven este tipo de estudios. La variedad de técnicas, productos y calidad de los trabajos impide que en la actualidad estos puedan homologarse o integrarse hacia la construcción de un ordenamiento regional.
- El ordenamiento debe responder a una necesidad de la comunidad de mejorar el manejo de sus recursos naturales. Se debe incluir en las discusiones a todos los sectores interesados, incluso los que tradicionalmente no tienen derechos de decisión (mujeres, avecindados, etcétera.).
- Cuando se comienza un estudio de ordenamiento, se deben prever los mecanismos y el financiamiento necesarios para dar seguimiento a los acuerdos y poner en marcha los programas de trabajo que se deriven de él. Si el equipo no se puede comprometer a dar seguimiento al proyecto, debe plantearse si es oportuno o no comenzar el estudio.
- Para llegar a acuerdos sobre el uso colectivo del territorio en comunidades o ejidos parcelados, es conveniente reflexionar sobre problemáticas comunes: la contaminación del agua, la escasez de leña, la productividad agrícola, el mercado, etc. A partir de ahí se debe buscar la concientización sobre la importancia del trabajo en común.
- El análisis de las estrategias de producción familiar puede ser útil para realizar propuestas de ordenamiento parcelario y comunitario desde el punto de vista del productor, quien, en última instancia, toma las decisiones de manejo de los recursos naturales.
- La integración de ordenamientos comunitarios para construir planes de gestión de cuencas hidrológicas debe partir del interés de las comunidades en una estrategia regional.
- La elaboración de acuerdos y reglas comunitarias para el manejo de los recursos debe partir de un análisis profundo del sistema de usos y costumbres locales, pues allí se puede encontrar la clave de gestión responsable que ha permitido la conservación de la biodiversidad a lo largo de los siglos.

Ligadas a los ordenamientos territoriales y ecológicos, por parte de las comunidades tenemos las iniciativas comunitarias que han designado, en sus respectivas asambleas, áreas para la conservación en parte de sus territorios, mismas que no tienen registro más que en los propios anales, mientras que otras reflejan acuerdos comunitarios para la conservación registrados y certificados por la Conanp (Fig. 15.5, cuadro 15.12).

La legislación apoya, con base en el artículo 59 de la LGEEPA y en el artículo 48 de la Ley General de la Vida Silvestre, este tipo de conservación comunitaria.[6] Para el año 2007, con esta modalidad la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Conanp) ha certificado alrededor de 170 000 hectáreas. Esta forma novedosa de conservación tiene varias ventajas, ya que en las comunidades se dan los consensos y en asamblea se acuerdan las reglas que legalizan las instancias del Registro Agrario Nacional (RAN). Casi todos los ejidos y comunidades certificados por la Conanp tienen ordenamientos ecológico-territoriales, y con ellos reglas de uso establecidas por las asambleas (Conanp 2005a). Sin embargo, la expedición de certificados no significa la certificación independientemente de un buen manejo.

En el mapa de la figura 15.6 se pueden observar corredores biológicos (verde) y con alta presencia indígena (morado) que corresponden a las regiones bioculturales mencionadas. Estos corredores se forman con las reservas comunitarias y sus áreas de aprovechamiento sustentable.

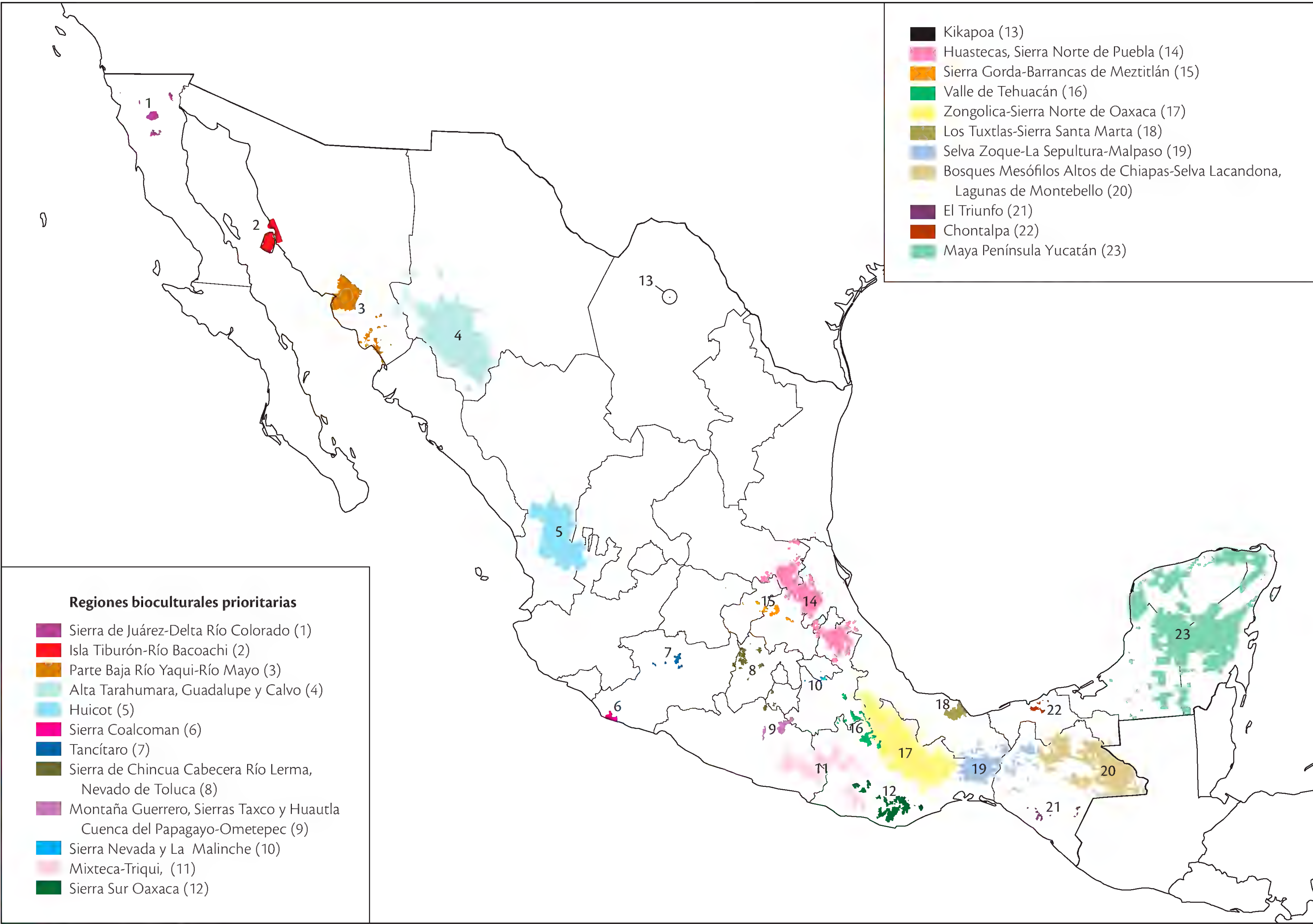


Figura 15.5 Regiones bioculturales prioritarias (RBP). Fuente: Boege (2008).

Cuadro 15.12 Regiones bioculturales prioritarias para la conservación y el desarrollo sustentable de la diversidad biológica y la agrobiodiversidad

Región biocultural prioritaria (RBP)	Pueblos indígenas en las RBP	Áreas naturales protegidas federales en las RBP	Regiones terrestres prioritarias en las RBP	Regiones hidrológicas prioritarias en las RBP	AICA en las RBP
Sierra de Juárez-Delta del Río Colorado	Cochimí, kumai, cucapá, kiliwa, paipai	Delta del Río Colorado	Sierra de Juárez, San Pedro Mártir, Santa María-El Descanso	Delta del Río Colorado, Sierra de Juárez	Sierra de Juárez
Isla Tiburón-Río Bacoachi	Seri	Islas del Golfo de California	Sierra Seri	Isla Tiburón-Canal Infiernillo-Estero Santa Cruz	Isla Tiburón-Río Bacoachi, Islas del Golfo de California
Parte Baja del Río Yaqui-Río Mayo	Yaqui, mayo	Islas del Golfo de California	Sierra El Bacatete, Las Bocas	Río Yaqui-Cascada Basaseáchic, Río Mayo, Cuenca Alta del Río Fuerte	Cuenca del Río Yaqui, sistemas: La Luna, Guásimas, Algodones; zonas húmedas de Yávaros, Agiabampo
Alta Tarahumara, Guadalupe y Calvo	Pima, guarijío, tepehuán, rarámuri	Tutuaca, Papigóchic	Yécora-El Reparo, Cuenca del Río Jesús María, Alta Tarahumara, Guadalupe y Calvo, Mohinota, Cañón Chínipas, Barranca Sinforosa, Rocahuachi, Barrancas Nanaruchi, Guacamayita	Río Yaqui-Cascada Basaseáchic, Río Mayo, Cuenca Alta de los Ríos Culiacán y Humaya, Cuenca Alta del Río Conchos y Río Florido, Cuenca Alta del Río Fuerte, Río Nazas	Cuenca del Río Yaqui, Álamos-Río Mayo, Pericos, Guacamayita
Huicot	Cora, nahua, huichol, tepehuán		Cuenca del Río Jesús María, Sierra Los Huicholes	Río Baluarte-Marismas Nacionales, Lagos Cráter de Nayarit, San Blas-La Tovara	El Carricito
Sierra Coalcomán	Nahua de Michoacán	Playa de Maruata y Colola	Sierra Coalcomán	Río Coalcomán y Nexpa	Coalcomán-Pómaro
Tancítaro	Purépecha		Tancítaro	Pátzcuaro y cuencas endorreicas cercanas	Pátzcuaro
Sierra de Chincua, Cabecera del Río Lerma, Nevado de Toluca	Otomí, mazahua, matlatzinca	Mariposa Monarca, Bosencheve, Nevado de Toluca	Sierra de Chincua, Nevado de Toluca	Cabecera del Lerma, Humedales de Xilotepec-Ixtlahuaca, Los Azufres	Sierra de Chincua, Sierra de Taxco y Nevado de Toluca
Montaña de Guerrero, sierras Taxco y Huautla, Cuenca del Papagayo-Ometepec	Nahua de Guerrero, Morelos, Estado de México; tlapaneco	Cañón del Zopilote, Sierra de Huautla	Cañón del Zopilote, sierras de Taxco y Huautla	Río Amacuzac, Río Papagayo-Acapulco	Cañón del Zopilote, Sierra de Huautla
Sierra Nevada y La Malinche	Nahua, otomí del Altiplano	La Malinche o Matlalcuéyetl	Sierra Nevada-La Malinche		Volcanes Iztaccíhuatl-Popocatépetl
Mixteca-Triqui	Tlapaneco, trique, amuzgo, mixteco de las mixtecas alta y baja, mixteco de la costa		Sierras Triqui-Mixteca, El Tlacuache, Cerro Negro-Yucaño, Bajo Río Verde-Chacahua	Tlaxiaco, cuenca alta del Río Ometepec, Río Papagayo-Acapulco, Río Verde-Laguna de Chacahua	
Sierra Sur de Oaxaca	Zapoteco sureño, chatino, chontal de Oaxaca		El Tlacuache, Sierra Sur y Costa de Oaxaca	Río Verde-Chacahua	Sierra de Miahuatlán
Kikapoa	Kikapú		Sierras Encantada-Santa Rosa		



Cuadro 15.12 [*concluye*]

Región biocultural prioritaria (RBP)	Pueblos indígenas en las RBP	Áreas naturales protegidas federales en las RBP	Regiones terrestres prioritarias en las RBP	Regiones hidrológicas prioritarias en las RBP	AICA en las RBP
Huastecas, Sierra Norte de Puebla	Huasteco; otomí; nahua del norte de Puebla, Veracruz y San Luis Potosí; tepehua; totonaca	Cuenca hidrográfica del Río Necaxa	Sierra Gorda-Río Moctezuma, bosques mesófilos de la Sierra Madre Oriental, Laguna de Tamiahua, Cuetzalan	Confluencia de las Huastecas, Río Tecolutla, Río Tamesí	Tlanchinol, Cuetzalan, Huayacocotla
Sierra Gorda, Barrancas de Meztitlán	Otomí, pame, chichimeca jonaz	Barranca Meztitlán, Los Mármoles, Sierra Gorda	Cerro Zamorano, Sierra Gorda-Río Moctezuma	Confluencia de las Huastecas	Reserva de la Biosfera Sierra Gorda
Valle de Tehuacán	Chocho, popoloca, nahua de Zongolica, cuicateco, mazateco, chinanteco, mixteco	Tehuacán-Cuicatlán	Valle de Tehuacán, Cuicatlán		Valle de Tehuacán
Zongolica-Sierra Norte de Oaxaca	Nahua de Zongolica, mazateco, chinanteco, cuicateco, zapoteco, mixe	Cañón del Río Blanco	Pico de Orizaba, sierras del norte de Oaxaca-Mixe.	Río Metlac, Presa Miguel Alemán-Cerro de Oro, San Vicente y San Juan, humedales del Papaloapan, cuencas media y alta del Coatzacoalcos	Sierra de Zongolica, Presa Temascal, Cerro de Oro, Sierra Norte, Unión Zapoteca-Chinanteca,
Los Tuxtlas-Sierra Santa Marta	Nahua del sur de Veracruz, popoluca	Los Tuxtlas	Sierra de los Tuxtlas-Laguna del Ostión	Los Tuxtlas, cuencas media y alta del Coatzacoalcos, humedales del Papaloapan, San Vicente, San Juan	Los Tuxtlas
Selva Zoque-La Sepultura-Malpaso	Zoque, tzotzil, tzeltal, chol, mixteco, totonaco, chinanteco	La Sepultura, El Ocote	Selva Zoque-La Sepultura, El Manzanillal	Chimalapas, cuencas media y alta del Coatzacoalcos, cabecera del Río Tonalá, cuencas media y alta del Río Uxpanapa, La Sepultura-Suchiapa, Malpaso-Pichucalco	Sierra de Tabasco, Chimalapas, Uxpanapa, Cerros de Tapalapa
Bosques mesófilos Altos de Chiapas, Selva Lacandona, Lagunas de Montebello	Zoque, maya lacandón, chol, kanjobal, cluj, tojolabal, tzotzil, tzeltal, chontal de Tabasco, mame, chinanteco	Huitepec-Tzotenhuitz, Palenque, Naha, Cascadas Agua Azul, Montes Azules, Chankin, Metzabok, Yaxchilán	Bosques mesófilos de los Altos de Chiapas, Lacandona, El Momón-Montebello, Huitepec-Tzontehuitz, La Chacona-Cañón del Sumidero	Comitán-Lagunas de Montebello, Lacantún y tributarios, Río San Pedro, Río Tulijá-Altos de Chiapas	Cordón Jolvit, Montes Azules, Cerro Saybal, Cerro Cavahlná, Cerro Blanco, cerros de San Cristóbal de las Casas, Chalchihuitán, La Yerbabuena-Jotolchen, Sierra Canja, Sierra Anover, Montes Azules, Corredor Laguna Bélgica-Sierra Limón-Cañón del Sumidero, Sierra Chixtontic
El Triunfo	Tzeltal, tzotzil	El Triunfo	El Triunfo, La Encrucijada, Palo Blanco	Soconusco	El Triunfo
Chontalpa	Chontal de Tabasco	Pantanos de Centla	Pantanos de Centla	Laguna de Términos-Pantanos de Centla, Río Tulijá-Altos de Chiapas	Sierra de Tabasco
Maya Península de Yucatán	Maya de Yucatán, chol, tzeltal, kekchi, kanjobal	Calakmul, Los Petenes, Tulum, Dzibilchaltún, Ría Lagartos, Sian Ka'an, Yum Balam, Uaymil	Dzilam-Ría Lagartos, Petenes-Ría Celestún, Río Hondo, Sian Ka'an, Uaymil, X'calak, Silvituc Calakmul, Punta Put, zonas forestales del sur de Quintana Roo	Anillo Cenotes, Boca Río y Cabecera Río Champotón, Cenotes Tulum-Cobá, Zona Citrícola Sur, Humedales y Lagunas Chetumal, Sian Ka'an, Laguna Chichancanab, Campeche	Calakmul, Corredor Calakmul Sian Ka'an, Isla Cozumel, Corredor Central Valladolid, Ichka' Ansijo, Yum Balam, Ría Lagartos, Ticul-Punta Put, Ría Celestún, sur de Quintana Roo

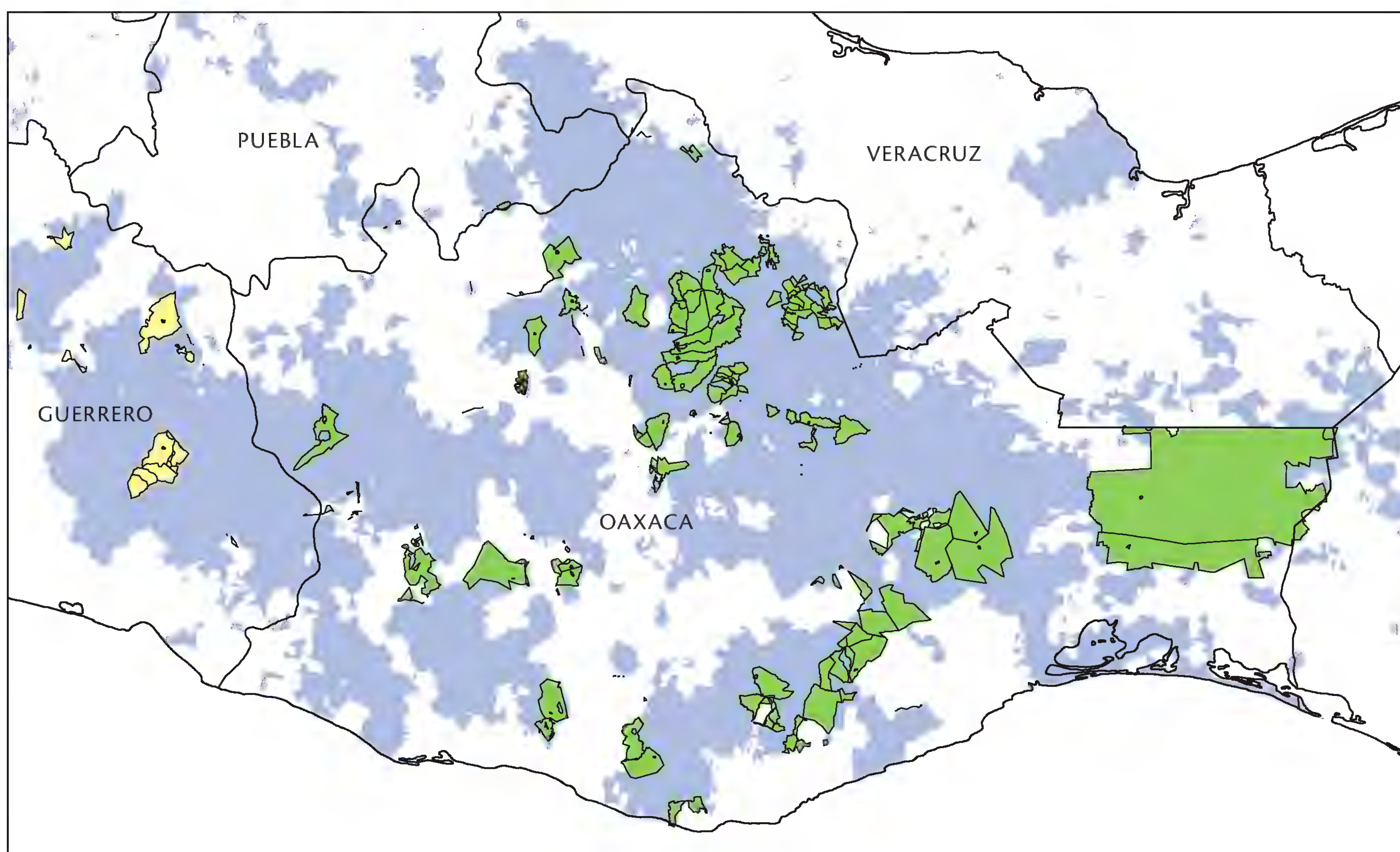


Figura 15.6 Corredores biológicos comunitarios en Oaxaca (verde), establecidos por las iniciativas comunitarias en territorios de los pueblos indígenas (morado) para la conservación y el aprovechamiento sustentable. Fuente: Conanp (2005a).

En dichas áreas los pobladores indígenas se han involucrado en una serie de actividades productivas que, además, dan evidencia de que son sustentables. A continuación se describen algunos ejemplos.

La forestería comunitaria sustentable

En México los bosques y selvas,[7] en las modalidades de primarias, secundarias, arbóreas, arbustivas y herbáceas, suman 67 035 733 hectáreas. De estas, 39 926 719 son de propiedad social (60%) y 27 109 014 (40%) son predios privados[8] (Boege 2008). Igualmente, el régimen de propiedad ejidal y comunal domina en territorios de los pueblos indígenas con 18 404 677 hectáreas, esto es, 46% de toda la propiedad social; a esta cifra hay que agregar 1 307 112 hectáreas en propiedad privada. Desde la perspectiva de la "administración de la conservación de la biodiversidad" y el cuidado de los bosques y selvas primarias y secundarias, estos datos son muy importantes, ya que los ecosistemas forestales de México (bosque templado y selvas altas y medianas húmedas y subhúmedas) son un recurso de enorme valor global y nacional.

El análisis de la distribución de la diversidad biológica por propiedad de la tierra nos lleva a la conclusión de que el sector social es imprescindible en las estrategias de conservación y uso de la biodiversidad, en especial los indígenas. La forestería comunitaria actual tiene sus antecedentes en los movimientos sociales en contra de las concesiones de grandes empresas estatales y privadas a lo largo y ancho del país. Entre estos antecedentes destacan el Plan Piloto Forestal en los años ochenta del siglo XX, así como los ejidos y comunidades de la Sierra Norte de Oaxaca que lograron un fallo favorable de la Suprema Corte de Justicia en contra de la Presidencia de la República, que intentaba renovar las concesiones a las grandes empresas forestales privadas y estatales.

A partir de estos movimientos y la instalación de la forestería social, en solo tres décadas México ha logrado grandes avances en el desarrollo del manejo forestal comunitario, de manera que se le ha reconocido como el país con el sector forestal comunitario más destacado del mundo (Bray y Merino 2004). El proceso de proteger los recursos forestales y aprovecharlos sustentablemente surge de la movilización de las comunidades contra

las concesiones estatales a empresas madereras paraestatales y privadas que destruyeron y "descremaron" principalmente los bosques y selvas primarias. El valor "conservacionista" de la silvicultura comunitaria sustentable está en la gobernanza del territorio y en el uso sustentable de los recursos naturales, que exige un ordenamiento territorial, delimitación de áreas de conservación y cuidado de las fuentes de agua, manejo de las selvas y bosques naturales, de la restauración de áreas degradadas, así como el aumento y cuidado de la superficie arbolada. Las áreas de uso común presentan manchones de selva y bosques no fragmentados que permiten, desde el punto de vista técnico, su mejor manejo. Así, donde hay algún ordenamiento de los aprovechamientos forestales, como en las zonas selváticas de Quintana Roo, al igual que en la Sierra Norte de Oaxaca, se muestra una recuperación importante de selvas y bosques (Bray y Merino 2004).

De los 2300 núcleos agrarios mexicanos que tienen permisos de aprovechamiento maderable, 600 cuentan con una empresa forestal propia, de las cuales 38, con más de 680000 hectáreas, han logrado la certificación con estándares internacionales (Forest Stewardship Council) por su buen manejo. Como ejemplo específico mencionamos al estado de Oaxaca, donde 150 comunidades forestales practican la silvicultura comunitaria del bosque y cuentan con programas de manejo, abarcando 650000 hectáreas, en donde se generan alrededor de 22000 empleos; 30 de ellas cuentan con empresas forestales comunales de aserrado y algunas tienen una fábrica de muebles. Además, varias comunidades se organizan en actividades de segundo nivel para compartir los servicios forestales, frentes de comercialización y diseño de políticas forestales comunes. De toda la superficie forestal con permisos de aprovechamiento, 15% se encuentra certificada (Anta y Pérez 2004). Asimismo, alrededor de 500000 hectáreas de las selvas de Quintana Roo tienen un estatus de forestería comunitaria (Boege y González 1996), y por lo menos cinco ejidos forestales (aproximadamente 200000 hectáreas) están certificados por su buen manejo (Anta y Pérez 2006). En la literatura poco se ha señalado el hecho de que en varias de estas empresas comunitarias indígenas y campesinas se han designado áreas de manejo forestal permanente (Boege y González 1996), y de ellas se han segregado voluntariamente algunas áreas para la conservación y bancos de germoplasma, así como para producción de semillas de árboles aprovechables comercialmente. De estas comunidades depende la custodia del germoplasma original de los árboles maderables. La silvicultura comunitaria no se refiere únicamente al manejo forestal de los productos maderables. También son notables las nuevas incursiones de las empresas forestales comunitarias en la venta de agua embotellada, servicios ecoturísticos, secado de hongos silvestres, producción de chicle, copal, chiate, miel, etcétera.

Producción de café de sombra

Otra gran experiencia productiva de los pueblos indígenas y de las comunidades campesinas, que por sus características de cultivo conservan de alguna manera la diversidad biológica local y los servicios ambientales, es la producción de café orgánico de sombra, mismo que integra a miles de productores indígenas. En México se cultiva café en 690000 hectáreas, en 12 estados y 400 municipios que producen alrededor de cinco millones de sacos de 60 kg cada uno. De los 280000 productores, 92% tienen menos de cinco hectáreas y casi 200000 tienen dos o menos, de las cuales 60% pertenecen a comunidades de pueblos indígenas. Justamente estos muy pequeños productores siembran según las modalidades que en ocasiones aparecen en las etiquetas como "café de sombra benéfico a las aves", "café benéfico al medio ambiente" o bien "café orgánico en el sistema de comercio justo". De manera alternativa a las organizaciones oficiales, unos 66000 pequeños agricultores —la mayoría indígenas— se agrupan en la Coordinadora Nacional de Organizaciones Cafetaleras (CNOC). Es en Oaxaca, Chiapas y Puebla donde se va desarrollando el manejo orgánico de café bajo sombra y comercio justo (Bartra 2001; Manson *et al.* 2008; Trujillo 2008). Estos pequeños productores cultivan café en lo que podemos clasificar como jardines de café diversificados, o huertos de café, que albergan hasta 200 especies distintas de plantas, entre árboles, arbustos, hierbas y epifitas (Moguel y Toledo 2004).

En el marco de los ordenamientos territoriales comunitarios, de la creación de reservas comunitarias y de la reconstrucción de suelos y rescate de la diversidad biológica, organizaciones de campesinos-indígenas, como la organización Grupo de Estudios Ambientales (GEA 2007), impulsaron la reproducción y cosecha sustentable de recursos como *Brahea dulcis* (palma cuya hoja se usa para tejer sombreros, entre otros productos) y el agave papalote (*Agave cupreata*) y su procesamiento artesanal para elaborar mezcal como recurso biológico colectivo (Larson y Neyra 2004).

Manejo de cuencas, subcuencas y microcuencas como acción colectiva de comunidades indígenas

En las cabeceras de cuencas de los territorios de los pueblos indígenas se capta la quinta parte de todas las aguas nacionales (Boege 2008). Por lo mismo, el tema de los territorios de los pueblos indígenas, los bosques y selvas en las cabeceras de cuenca y en las laderas reviste gran importancia para todo el país. Por el acceso al agua que se encuentra en esos territorios ha habido varios conflictos importantes entre la población indígena y el Estado. La construcción de enormes represas como método del control de avenidas en eventos metereológicos extraordinarios, la generación de electricidad y el almacenamiento de agua para los sistemas de riego han provocado pérdidas de tierras importantes, desplazamientos y relocalizaciones masivas, y pérdida de lugares donde yacen ancestros y sitios sagrados (Barabas y Bartolomé 1973; Boege 1988; CPNABAC 1996). Asimismo, en varios territorios de los pueblos indígenas se captura el agua para muchas represas que forman los distritos de riego de la agricultura de alto rendimiento y de sistemas importantes para la generación de electricidad fuera de su territorio. De la integridad de los ecosistemas en las cabeceras de cuenca depende la calidad de la captación de agua, esto es, la precipitación horizontal, la velocidad de vaciamiento de la cuenca, la infiltración y la evapotranspiración. Llama la atención que las políticas públicas poco hacen para mantener la salud de los bosques primarios y secundarios, y en general de los ecosistemas de estas cabeceras de cuenca que en su mayoría están perdiendo suelo, con efectos sobre las presas que se están azolvando y sobre la generación de electricidad que, a largo plazo, está en entredicho por la pérdida de capacidad de almacenamiento. En términos de manejo de microcuencas tenemos varios ejemplos, a veces con apoyos estatales o de ONG, como la construcción de jagüeyes, microrrepresas y estructuras sencillas para retener suelo y agua, que han servido de base para detener la erosión y revivir manantiales desaparecidos (Hernández y Herrerías 2002).

Con un enfoque integral, y como culminación de un proceso de varios años de recreación y adaptación de tecnología *ad hoc* para la zona, se lleva a cabo un proyecto piloto para el manejo de la subcuenca de los ríos Copalita-Zimatán-Huatulco, mismo que abastece de agua al desarrollo del complejo turístico Bahías de Huatulco (González *et al.* 2007). Esta subcuenca forma parte de la RTP Sierra Sur y Costa de Oaxaca, donde dominan los pueblos indígenas zapoteco del sur y chatino. Lo importante de la gestión de la cuenca es que promueve la integración de diversas acciones de conservación de suelos y uso sustentable de la vegetación natural de muchas comunidades que, a su vez, abarcan varios ecosistemas como bosques templados, bosques mesófilos de montaña, selvas alta y mediana subperennifolia y, en la parte baja de la cuenca, las selvas secas caducifolias (González y Miranda 1994).

En los territorios mixtecos y popolocas y en las comunidades campesinas situadas en la colindancia de la mixteca poblana con la mixteca oaxaqueña se desarrolla una de las experiencias más completas para el manejo del agua de laderas, de subcuencas y microcuencas. Estas experiencias están ligadas a la recuperación de suelos, agua, maíces nativos y amaranto, y a la reforestación (Hernández y Herrerías 2002; Martínez 2006). La gestión del agua como acción colectiva en los territorios indígenas tiene varias modalidades, que van desde acuerdos comunitarios para mantener forestadas las inmediaciones de tal o cual manantial, incorporarse colectivamente a la reforestación o combate de incendios y comités de riego, hasta la introducción y mantenimiento del agua para uso doméstico. En los últimos años se han implementado políticas de pago o compensación por servicios ambientales (PSA) que han involucrado comunidades de los pueblos indígenas con las ciudades usuarias, como es el caso de la subcuenca del Texizapa-Huazuntlán de la Sierra de Santa Marta, que abastece a las ciudades de Coatzacoalcos y Minatitlán (Paré y Robles 2006) o la de la Cuenca del Río Ayuquilla en Jalisco-Manantlán (Graf *et al.* 2006).

15.4.2 La defensa de la agrobiodiversidad de los pueblos indígenas en las regiones bioculturales prioritarias

Como centro de origen de 15.4% de las especies utilizadas en el sistema alimentario mundial (Conabio 2006b), México tiene la posibilidad de construir con los pueblos indígenas y con las comunidades indígenas un sistema de conservación y protección del germoplasma nativo. Como cultivo universal tenemos el maíz, uno de los cereales más importantes para la alimentación humana (Taba 1995). Gran parte del germoplasma se encuentra todavía en territorios de los pueblos indígenas y, en general, en unidades de producción campesina menores a cinco hectáreas. La presencia de gran diversidad genética en estos centros de origen es fundamental para conservar y mejorar la productividad de los cultivos agrícolas

en nuestro país. Dicho germoplasma ha sido adaptado a los diversos microhábitats, preferencias y necesidades culturales.

Las múltiples experiencias de fitomejoradores indígenas y campesinos en comunidades como las de Vicente Guerrero, Tlax. (Ramos 1998), Pichátaro, Mich. (Aguilera 2006) y otras de la Península de Yucatán (Solís y Van Heerwaarden 2003), así como de la Montaña de Guerrero (Grupo de Estudios Ambientales, A.C. 2006), del Centro de Desarrollo Integral Campesino de la Mixteca, A.C. (Cedicam), de la Mixteca Alta (Martínez 2006), de los Valles Centrales de Oaxaca (Bellon *et al.* 2003), etc., son algunos ejemplos que nos señalan que se pueden desarrollar políticas de protección del germoplasma local en el ámbito regional, al vincular el mejoramiento de los agroecosistemas tradicionales con varias prácticas agroecológicas y agroforestales, como el manejo y restauración de suelos, zanjas y bordos en contornos de laderas para la retención y cosecha del agua, selección de semillas y reforestación, con la formación de técnicos locales en agroecología incluyendo fitomejoradores locales (Martínez 2006). Las organizaciones también han impulsado bancos de semillas y ferias del maíz, que tienen el objetivo de proteger en las regiones los acervos genéticos en caso de desastres como sequías intermitentes, tormentas o huracanes. Las ferias tienen la finalidad de intercambiar las mejores semillas nativas de la región, el fortalecimiento de la cultura culinaria regional, el registro de recursos locales y el “cultivo” de los conocimientos colectivos. Se trata de una auténtica administración regional de recursos biológicos colectivos con la transmisión de los conocimientos en un esquema de extensionismo de campesino a campesino.

15.4.3 Organización comunitaria y manejo sustentable de los recursos naturales

Casi todas las iniciativas del buen manejo de los recursos naturales están basadas en una especie de economía política indígena o campesina de los bienes comunes. Si se compara el uso del suelo parcelado o de uso común en los ejidos y comunidades observaremos que la vegetación natural permanece en mayores extensiones en el segundo caso (Semarnat 2002). Parte de los recursos que se encuentran en las áreas de uso común, y que conservan una gran porción de la vegetación primaria y secundaria natural, se utiliza para la recolección, autoconsumo o pastoreo por toda la comunidad sin distingo de si se es socio comunero o ejidatario. Los pobladores de estas áreas pueden tener acceso colectivo mediante reglas acordadas por las comunidades agrarias o bien dichas áreas pueden pasar a ser propiedad de poderosos locales o quedar abandonadas por no ser tierras aptas para la agricultura. Asimismo, las asambleas de los miembros de tierras comunales pueden hacer valer el acceso a la tierra y a los recursos naturales para todos los que han cumplido 16 años, cosa impensable para los ejidos. Las tierras de uso común pueden mantenerse como tal formalmente; sin embargo, las asambleas pueden acordar el acceso privado por parte de sus socios.

El buen gobierno de los bienes comunes (Ostrom 2000) como construcción del capital social es clave y estratégico para el manejo sustentable de los recursos naturales y la conservación de la diversidad biológica en México, puesto que millones de hectáreas de bosques, selvas y vegetación desértica y semidesértica se encuentran en ejidos y comunidades.

Al respecto, la discusión teórica sobre bases empíricas que se ha impulsado en todo el mundo se centra en el control de los recursos mediante el gobierno de los bienes comunes cuando las tierras de uso común tienen esta característica específica (Ostrom 2000). En efecto, en el ámbito mundial 370 millones de hectáreas están en manos de las comunidades campesinas e indígenas manejadas como bien común (White y Martín 2002). La acción común incluye los sitios sagrados, apenas reconocidos por el Estado mexicano.

La evidencia empírica en los territorios de los pueblos indígenas nos muestra una gama de situaciones que van desde la deforestación y pérdida de recursos hasta los aprovechamientos sostenibles. Todas las experiencias tienen como tema central la gobernanza de los bienes comunes. Así, tenemos situaciones de éxitos y sustentabilidad a partir del manejo de los recursos naturales; otras donde hay posibilidades para llegar a la sustentabilidad, y un tercer escenario en el que claramente dominan la desorganización social, los intereses ajenos y privados en los bienes comunes tanto de afuera como en el interior de la comunidad indígena (Gerez 1999).

Para el gobierno de los recursos naturales en general, las comunidades indígenas han tenido reglas comunitarias de larga tradición, pero también han ido incorporando modificaciones y adaptaciones con el tiempo. Las nuevas formas del gobierno de los bienes comunes que se fueron configurando a partir de los años ochenta permiten las siguientes lecciones para otras formas de gobierno del bien común (que no necesariamente se refieren solo al manejo forestal).

En primer lugar, desde el punto de vista social, la recuperación colectiva de los recursos naturales va creando nuevas instituciones o ramificaciones de las que ya existen. El territorio de las comunidades se reorganiza en función de reglas aprobadas por la asamblea ejidal o comunal para el aprovechamiento sustentable del bosque natural y las selvas. Es decir, se desarrolla el ordenamiento del territorio para el manejo en mosaicos de "áreas forestales permanentes", incluyendo zonas de aprovechamiento, regeneración y crecimiento, de conservación de la diversidad biológica y áreas de desarrollo agroforestal y agropecuario.

Merino y Robinson (2005) presentan algunos principios básicos para analizar la evolución de las experiencias empíricas del buen gobierno de los bienes comunes:

a] El ordenamiento territorial y ecológico para el buen manejo de los recursos naturales. Lo que genera la gobernabilidad sobre los bienes comunes son estas reglas fijadas tanto desde dentro de la comunidad como desde fuera, promovidas por las autoridades agrarias, forestales y ambientales. Es importante señalar que en los lugares donde hay ordenamiento, manejo y acuerdos sobre el acceso, las masas forestales han aumentado en superficie y en calidad (Anta y Pérez 2004)

b] Delimitación de los usuarios y del territorio para el manejo. Para lograr el buen gobierno de los bienes comunes tiene que haber una delimitación clara de quiénes tienen derecho sobre los recursos naturales y qué superficie territorial está en juego. Se trata de la sociedad de una comunidad agraria que ha decidido manejar mejor sus recursos naturales, ya sean bosques, selvas, fauna, etc. Así, cada ejidatario o comunero tiene derecho a participar de los beneficios que resultan de la gestión del bosque.

c] La regulación de la cantidad de recursos y la frecuencia de su apropiación. Por la naturaleza del aprovechamiento, la regulación y frecuencia de la apropiación tienen un respaldo técnico y legal. Es importante señalar que ciertas comunidades tradicionales tienen regulaciones para distintos recursos (agua, fauna, leña, madera para construcción, etc.), incluso algunos anclados en códigos míticos y de castigo para quienes rompan las reglas. Un ejemplo de reglas específicas sobre el uso adecuado de los recursos son las que impone la asamblea tradicional o bien las que no están escritas pero entendidas por todos. Aguilar *et al.* (2003a) describen las normas y reglas internas de tres comunidades indígenas para el manejo del territorio, y en específico de la hoja de palma. En este trabajo muestran los mecanismos exteriores e interiores de las comunidades para quienes no cumplan estos acuerdos escritos y no escritos.

d] Organización social consensuada y legitimada por todos los participantes. Al respecto presento aquí por lo menos tres situaciones distintas: *1*] la que se refiere a las situaciones en que la asamblea ha perdido el control sobre los recursos y, si bien no existe un escenario de acceso abierto al exterior, grupos internos se apropian ilegítimamente del recurso (Merino *et al.* 2000); *2*] la asamblea controla a sus autoridades y al recurso, y *3*] las empresas forestales hacen más complejo su quehacer y desarrollan estrategias empresariales a mediano y largo plazos, creando instancias intermedias de toma de decisión.

El desempeño de la organización social es clave para la reapropiación de los bienes comunes tanto de recursos maderables como no maderables. Es aquí donde se debate acerca del acceso abierto a los recursos, el acceso de unos cuantos o si los miembros del ejido o comunidad controlan los recursos y sus beneficios. No se aplica aquí el paradigma de la tragedia de los comunes (Hardin 1968), cuyo marco simplista, abstracto y generalizante solo toca una de las distintas posibilidades del manejo y economía del bien común. Para su buen desempeño es necesario que se fijen reglas de acceso y uso claras, mismas que son avaladas por la asamblea de socios pero también desde el punto de vista de la racionalidad del manejo sustentable del bosque natural (Ostrom 2000). Gran parte de la diversidad biológica de los pueblos indígenas se encuentra en las tierras de uso común, por lo que los acuerdos y reglas de acceso de los ejidatarios y comuneros son una condición necesaria para evitar la "tragedia de los comunes" y la ingobernabilidad regional impuesta por los taladores y los narcotraficantes. Sin embargo, esta amenaza o tragedia sí se aplica en múltiples comunidades y regiones cuando no existen organización, reglas claras de acceso y, en resumen, un buen gobierno de los comunes.

Notas

1 Esta clasificación de las lenguas indígenas tiene un reconocimiento oficial: se encuentran referidas en el Catálogo de Lenguas Indígenas Nacionales, publicado el 14 de enero de 2008 en el *Diario Oficial de la Federación* (Inali 2007).

2 Los polígonos de Thiessen son una construcción geométrica que permite trazar una partición del plano euclidiano. Los polígonos se crean al unir los puntos entre sí, trazando las mediatrices de los segmentos de la unión. Las intersecciones de estas mediatrices determinan una serie de polígonos que designan el área de influencia de las localidades, en este caso con mayoría de población indígena, que no tienen una delimitación por la propiedad social.

3 En los territorios indígenas dominan las corrientes de agua con categorías 1, 2 y 3 de siete, de la clasificación Strahler Horton (García-Puga e Hinojosa-Corona 2001). Las ramificaciones más alejadas de la corriente principal reciben la categoría 1; la conjunción de dos "dendritas" de categoría 1 forman la ramificación 2; la unión de las categorías 2 generan la 3 y así sucesivamente. En el manual de la ciudad de Nueva York para mejorar la captación y formación de los acuíferos, así como la de mitigación de los efectos de tormentas extremas, esta clasificación es muy útil ya que allí se proponen procedimientos claros para cada categoría (Boege 2008).

4 Estudios Rurales y Asesoría, A.C. (ERA), asociación pionera en la promoción de la planeación comunitaria del manejo del territorio, metodología enfocada hacia el ordenamiento de comunidades forestales en Oaxaca. Grupo de Estudios Ambientales, A.C. (GEA), en varias partes del país, principalmente en Campeche, Guerrero, Michoacán. Grupo Autónomo para la Investigación Ambiental, A.C. (GAIA), organización con amplia experiencia en la gestión participativa de recursos naturales en la costa de Oaxaca y que en el año 2000 realizó el ordenamiento para el manejo de las subcuencas del Río Copalita. Methodus, S.C., organismo civil profesional experto en sistemas agroforestales, fortalecimiento del capital social y creación de empresas comunitarias. Capacitación y Planeación Comunitaria, A.C., en la Chinantla Alta, con amplia capacidad técnica para la elaboración cartográfica, el trabajo comunitario y la educación ambiental. Programa de Aprovechamiento Integral de los Recursos Naturales, PAIR, A.C., con más de 15 años de trabajo en ordenamientos y desarrollo comunitario, sobre todo en el estado de Guerrero. Asimismo, los trabajos que Procymaf y Coinbio, entre otras, han realizado con las comunidades forestales de Oaxaca, Guerrero, Michoacán, Quintana Roo, Durango, y Jalisco.

5 Procymaf, Coinbio, ERA, GAIA, Conanp, CBMM, MIE, WWF y Fundación Ford.

6 El 16 mayo de 2008 se promulgan nuevas disposiciones en la LGEEPA para ampliar el capítulo I, que se refiere a las áreas naturales protegidas, el cual se denomina "Establecimiento, administración y manejo de áreas destinadas voluntariamente a la conservación". En esta adenda a la ley la autoridad expide certificados de conservación del predio en cuestión y se le incorpora al Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas.

7 Según la serie III, en este análisis se incluyen los siguientes tipos de vegetación. Selvas húmedas y subhúmedas: mediana caducifolia, alta perennifolia, mediana subcaducifolia, mediana subperennifolia, baja espinosa caducifolia, alta subperennifolia, baja perennifolia, baja caducifolia, baja subperennifolia, baja subcaducifolia y matorral subtropical. Bosques templados húmedos y subhúmedos: mesófilo de montaña, de encino-pino, de pino, de pino-encino, de ayarín, de encino, de táscate, de galería, de oyamel y de cedro. No se incluyen los matorrales xerófilos y la vegetación hidrófila.

8 Esta cifra aumentará en la medida que se regularicen los predios en conflicto y que no están incluidos en nuestra base de datos (INEGI 2005) del RAN.

Referencias

Aguilar, J., T. Gómez, C. Illsley, J. Flores, E. Quintanar *et al.* 2003a. Normas comunitarias indígenas y campesinas para el acceso y uso de los recursos naturales. GAIA-GEA, A.C.-Proyecto Sierra de Santa Marta, A.C.-Methodus Consultora, S.C., México.

Aguilar, J., C. Illsley y C. Marielle. 2003b. Los sistemas agrícolas de maíz y sus procesos técnicos, en G. Esteva y C. Marielle (eds.), *Sin maíz no hay país*. Dirección General de Culturas Populares e Indígenas, Conaculta, México, pp. 83-106.

Aguilera, A. 2006. *Reconocen a Pichátaro como el primer territorio libre de maíz transgénico*, en <*www.lajornadamichoacan.com.mx/2006/05/19/sociedad.html*> (consultado en abril de 2007).

Anta, S., y P. Pérez. 2004. *Atlas de experiencias comunitarias en manejo sostenible de los recursos naturales en Oaxaca*. Semarnat, México.

Anta, S., y P. Pérez. 2006. *Atlas de experiencias comunitarias en manejo sostenible de los recursos naturales en Quintana Roo*. Semarnat, México.

Aragón, F., S. Taba, J.M. Hernández, J.D.D. Figueroa, V. Serrano, F.H. Castro. 2006. Catálogo de maíces criollos de Oaxaca, Libro técnico 6, INIFAP, Sagarpa, Oaxaca.

Arellano E., y A. Casas. 2003. Morphological variation and domestication of *Escontria chiotilla* (Cactaceae) under silvicultural management in Tehuacán Valley, central Mexico. *Genetic Resources and Crop Evolution* **50**: 439-453.

Arriaga, L., J.M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez y E. Loa (coords.). 2000. *Regiones terrestres prioritarias de México*. CONABIO, México.

Arriaga, L., V. Aguilar y J. Alcocer. 2002. *Aguas continentales y diversidad biológica de México*. CONABIO, México.

Astier M., y N. Barrera-Bassols. 2006. Catálogo de maíces criollos de la cuenca de Pátzcuaro y Zirahuén. Instituto de Ecología, Semarnat-UNAM-GIRA, México.

Barabas, A., y M. Bartolomé. 1973. *Hydraulic development and ethnocide. The Mazatec and Chinantec people of Oaxaca*. International Workgroup for Indigenous Affairs, Copenhague.

Bartra, A. 2001. La hora del café, en L. Waridel *et al.* (ed.), *Un café por la causa. Hacia un comercio justo*. Equiterre-Acción Cultural Madre Tierra-Comisión de Cooperación Ambiental de América del Norte, Montreal, pp. 9-15.

Bellon, M., J. Berthaud, M. Smale, J.A. Aguirre, S. Taba *et al.* 2003. Participatory landrace selection for on-farm conservation: An example from the Central Valleys of Oaxaca, Mexico. *Genetic Resources and Crop Evolution* **50**: 401-416.

Benz, B. 1999. On the origin, evolution and dispersal of maize, en M. Blake (ed.), *Pacific Latin American in prehistory: The evolution of archaic and formative cultures.* Washington State University Press, Pullman, pp. 25-38.

Berlin, B. 2000. La etnobiología de los recursos nutritivos en las comunidades tzeltales en los Altos de Chiapas. Informe Final del proyecto M001. Conabio, México.

Bezaury-Creel, J.E., J.F. Torres, N. Moreno. L.M. Ochoa Ochoa. 2007. Base de datos geográfica de áreas naturales protegidas estatales, del Distrito Federal y municipales de México para análisis espaciales. The Nature Conservancy-Pronatura-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 3 capas ArcGIS 9.2 + 1 archivo de metadatos Word.

Blanco, J.L. 2006. La erosión de la agrodiversidad en la milpa de los zoques popoluca de Soteapan: Xutunchicon y Aktevet, Tesis de doctorado, Universidad Iberoamericana, México.

Boege, E. 1988. *Los mazatecos ante la nación. Las contradicciones de la identidad étnica en el México actual.* Siglo XXI Editores, México.

Boege, E., y D. González. 1996. Extractivismo en la selva maya de México. ¿Una alternativa para el desarrollo de un "polo verde" en el sureste mexicano? *Cuadernos Agrarios*, año 6, núm. 14, México, pp. 115-143.

Boege, E. 2008. *El patrimonio bio-cultural de los pueblos indígenas de México*. INAH, México.

Bray, D., y L. Merino. 2004. *La experiencia de las comunidades forestales en México. Veinticinco años de silvicultura y construcción de empresas forestales comunitarias.* INE, Semarnat-Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible-Fundación Ford, México.

Caballero, J. 1984. Recursos comestibles potenciales, en T.T. Reyna (ed.), *Seminario sobre alimentación en México*. Instituto de Geografía, UNAM, México, pp. 114-125.

Casas, A. 1992. Etnobotánica y procesos de domesticación en *Leucaenia esculenta* (Moc. et Sessé ex A. DC.) Benth. Tesis de maestría, Facultad de Ciencias, UNAM, México.

Casas, A., J.L. Viveros y J. Caballero. 1994. *Etnobotánica mixteca: sociedad, cultura y recursos naturales en La Montaña de Guerrero*. Instituto Nacional Indigenista-Conaculta, México.

Casas, A., A. Valiente-Banuet, J.L. Viveros, J. Caballero, L. Cortés *et al.* 2001. Plant Resources of the Tehuacán-Cuicatlán Valley, Mexico. *Economic Botany* **55**: 129-166.

Casas, A., y G. Barbera. 2002. Mesoamerican domestication and diffusion, en P.S. Nobel (ed.), *Cacti: Biology and uses.* California University Press, Berkeley, pp. 143-162.

Challenger, A. 1998. *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: pasado, presente y futuro.* Conabio-Instituto de Biología, UNAM-Agrupación Sierra Madre, México.

Chapela, F., e Y. Lara. 1996. *La planeación comunitaria del manejo del territorio.* Cuadernos para la Silvicultura Sustentable, Serie Métodos para la Participación. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible-ERA, México.

Chapela, F. 2006. Reconocimiento de los derechos colectivos y ordenamiento de los territorios comunales en América Latina y el Caribe, en S. Anta, A. Arreola, M.A. González y J. Acosta (comps.), *Ordenamiento territorial comunitario. Un debate de la sociedad civil hacia la construcción de políticas públicas.* INE, Semarnat-Instituto para el Desarrollo Sustentable en Mesoamérica, A.C.-Grupo Autónomo para la Investigación Ambiental, A.C.-Grupo de Estudios Ambientales, A.C.-Methodus Consultora, S.C.-Servicios Alternativos para la Educación y Desarrollo, A.C, México, pp. 53-67.

Chapin, M. 1992. The co-existence of indigenous peoples and environments in Central America. *Research and Exploration* (National Geographic Society) **8**(2): Map Supplement.

CIMMYT. 1999. *A core subset of LAMP. From the Latin American maize project 1986-88*. Centro de Investigación para el Mejoramiento de Maíz y Trigo, Texcoco, México.

CIMMYT. 2003. Banco de germoplasma de maíz. Base de datos. Centro de Investigación para el Mejoramiento de Maíz y Trigo, Texcoco, México.

CIPAMEX y Conabio. 1999. *Áreas de importancia para la conservación de las aves en México. Escala 1 : 250 000.* Consejo Internacional para la Preservación de las Aves-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

CNA. 1998. *Cuencas hidrológicas, escala 1 : 250 000.* Comisión Nacional del Agua, México.

Colunga-GarcíaMarín, P., y F. May-Pat. 1992. El sistema milpero y sus recursos genéticos, en D. Zizumbo, CH. Ramussen, L.M. Arias y S. Terán (eds.), *La modernización de la milpa en Yucatán: Utopía o realidad.* CICY-DANIDA, Mérida, pp. 97-134.

Colunga-GarcíaMarín, P., A. Larqué-Saavedra, L. Eguiarte y D. Zizumbo (eds.). 2007. *En lo ancestral hay futuro: del tequila, los mezcales y otros agaves.* CICY, Conacyt-Conabio-INE, Mérida.

Conabio. 2006a. *México como centro de origen de plantas cultivadas.* Coordinación de Análisis de Riesgo y Bioseguridad, Conabio. Disponible en <*www.conabio.gob.mx/conocimiento/bioseguridad/doctos/Doc_CdeOCdeDG.pdf*>.

Conabio. 2006b. *Capital natural y bienestar social.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Conabio. 2007a. *Distribución puntual de las especies del género* Capsicum *L. en México,* shapefile. Sistema de Información de Organismos Vivos Modificados (SIOVM), Coordinación de Análisis de Riesgo y Bioseguridad, Conabio, México.

Conabio. 2007b. *Distribución puntual de* Cucurbita pepo *L. y sus parientes silvestres con los que puede hibridizar y tener descendencia viable en México,* shapefile. Sistema de Información de Organismos Vivos Modificados (SIOVM), Coordinación de Análisis de Riesgo y Bioseguridad, Conabio, México.

Conabio. 2007c. *Distribución puntual de* Lycopersicon esculentum *var.* leptophyllum (*Dunal*) D'Arcy, shapefile. Sistema de Información de Organismos Vivos Modificados (SIOVM), Coordinación de Análisis de Riesgo y Bioseguridad, Conabio, México.

Conabio. 2007d. *Distribución puntual de las especies del género* Phaseolus *L. en México*, shapefile. Sistema de Información de Organismos Vivos Modificados (SIOVM), Coordinación de Análisis de Riesgo y Bioseguridad, Conabio, México.

Conanp. 2005a. *Estrategias de conservación: certificación de iniciativas de conservación comunitaria.* Conanp, Semarnat, México.

Conanp. 2005b. *Áreas naturales protegidas federales de México, escala 1:1000 000.* Conanp, Semarnat, México.

CPNABAC. 1996. *El consejo de pueblos nahuas del Alto Balsas de Guerrero, A.C.*, en <*www.tlahui.com/cpnab.htm*> (consultado en enero de 2007).

Dasman, R. 1964. *Wildlife biology.* Wiley, Nueva York.

Dávila P., J.L. Villaseñor , R.L. Medina, A. Ramírez, A. Salinas *et al.* 1993. *Listados florísticos de México. X. Flora del Valle de Tehuacán-Cuicatlán.* Instituto de Biología, UNAM, México.

Dávila P., y J. Sánchez. 1994. *Flora del Valle de Tehuacán-Cuicatlán*, fascículo 3. Instituto de Biología, UNAM, México.

De la Vega, S. 2001. *Índice de desarrollo social de los pueblos indígenas.* INI-PNUD, México.

GAIA, ERA y CCMSS. 2006. *Ordenamiento comunitario del territorio en México (base de datos).* Reporte de consultoría al Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza-Iniciativa Cuencas, México.

García, E., y Conabio. 1998. *Precipitación total anual, escala 1:1 000 000,* México.

García-Mendoza, A., M.J. Ordóñez y M. Briones-Salas (eds.). 2004. *Biodiversidad de Oaxaca*. Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wildlife Fund, México.

García-Puga, J.L., y A. Hinojosa-Corona. 2001. Aplicación de tres métodos de sistemas de información geográfica para la caracterización de la hidrología superficial en la región de puertecitos-San Luis Gonzaga, B.C., GEOS-Unión Geofísica Mexicana, A.C., México.

GEA. 2007. Grupo de Estudios Ambientales, A.C., en <*http://www.gea-ac.org/indexx.html*> (consultado en marzo de 2007).

Gerez, P. 1999. Aprendizaje de dos estrategias aparentemente contradictorias hacia los bosques: manejo forestal y protección de la biodiversidad. Versión ampliada de la ponencia presentada en el Foro Intergeneracional del Programa Medio Ambiente y Desarrollo Sustentable. (LEAD-Méx), El Colegio de México, noviembre de 1998. Disponible en <*www.era-mx.org/documentosinteres/politica/gerez.html*>.

Gispert M., y H. Rodríguez. 1998. *Los coras: plantas alimentarias y medicinales de su ambiente natural.* Conaculta-Instituto Nacional de Ecología-Instituto Nacional Indigenista, México.

González, M.C. 1989. Estudio etnobotánico de plantas comestibles de cuatro ejidos zoque popoluca de la Sierra de Santa Marta, Veracruz. Tesis de licenciatura, Facultad de Biología, Universidad Veracruzana, Xalapa.

González, M.A., y M. Miranda. 1994. *Ordenamiento territorial comunitario: un plan de uso del suelo y una estrategia de desarrollo intercomunitario en Oaxaca, México.* Disponible en <*www.raises.org/centros/Gestionterritorial/Ordenamientoterritorial/ord-territorial.pdf*>.

González, M.A., F.S. Martínez, M.E. Miranda Jiménez, I. Martínez y J. Pérez Méndez. 2007. El sistema comunitario para la biodiversidad: una estrategia para el manejo comunitario del complejo hidrológico Copalita-Zimatán-Huatulco, en L. Paré, D. Robinson y M.A. González (eds.), *Gestión de cuencas y servicios ambientales: perspectivas comunitarias y ciudadanas.* Raises-INE, Semarnat-PNUMA-ITACA, México, pp. 221-248.

Graf, S., E. Santana, M. Martínez, S. García y J.J. Llamas. 2006. Collaborative governance for sustainable water resources management: The experience of the Intermunicipal Initiative for the Integrated Management of the Ayuquila River Basin, Mexico. *Environment & Urbanization* **297**:297-313.

Grupo de Estudios Ambientales, A.C. 2006. *Sistemas alimentarios sustentables*, en <*http://www.gea-ac.org*> (consultado en octubre de 2006).

Halffter, G. 2005. Towards a culture of biodiversity conservation. *Acta Zoológica Mexicana* **21**:133-153.

Hardin, G. 1968. The tragedy of the commons. *Science* **162**:1243-1248.

Harmon, D. 1996. Losing species, losing languages: Connections between biological and linguistic diversity. *Southwest Journal of Linguistics* **15**:89-108.

Hernández, R., y G. Herrerías. 2002. *Programa agua para siempre: Obtención de agua y conservación de suelos a través de la regeneración de cuencas.* Alternativas y Procesos de Participación Social, A.C. Experiencias locales en la lucha contra la desertificación en zonas semiáridas de América Latina y el Caribe. Disponible en <*http://www.fidamerica.cl/actividades/conferencias/desertificacion/mixteca.html*>.

Hernández-Xolocotzi, E. 1985. *Xolocotzia: Obras de Efraím Hernández Xolocotzi*, t. I, Revista de Geografía Agrícola, Universidad Autónoma Chapingo, México.

Hernández-Xolocotzi, E. 1987. *Xolocotzia: Obras de Efraím Hernández Xolocotzi*, t. II, Revista de Geografía Agrícola, Universidad Autónoma Chapingo, México.

Hernández-Xolocotzi, E. 1998. Aspectos de la domesticación de plantas en México: una apreciación personal, en T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa (eds.), *Diversidad biológica de México: orígenes y distribución.* Instituto de Biología, UNAM, pp. 715-735.

Hernández-Xolocotzi, E., y F.G. Alanís. 1970. Estudio morfológico de cinco nuevas razas de maíz de la Sierra Madre Occidental de México: implicaciones filogenéticas y fitogeográficas. *Agrociencia* **5**:3-30.

Inali. 2007. Catálogo de las lenguas indígenas nacionales: variantes lingüísticas de México con sus autodenominaciones y referencias geoestadísticas. *Diario Oficial de la Federación*, 14 de enero de 2008. Disponible en <*http://www.inali.gob.mx/catalogo2007*>.

INEGI. 2000. *XII Censo general de población y vivienda, 2000. Datos tabulados básicos e integración territorial por localidad.* INEGI, México.

INEGI. 2001. *Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso de suelo y vegetación*, Serie II (continuo nacional), escala 1:250 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes.

INEGI. 2005. *Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación*, Serie III (continuo nacional), escala 1:250 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes.

INI. 2000. *Riesgos y desastres naturales en regiones indígenas de México.* Instituto Nacional Indigenista, México.

Kirchhoff, P. 1960. *Mesoamérica. Sus límites geográficos, composición étnica y caracteres culturales.* Escuela Nacional de Antropología e Historia, México.

Larson, J., y L. Neyra. 2004. Recursos biológicos colectivos. *Biodiversitas* **53**:1-15.

Luque, D., y A. Robles. 2006. *Naturalezas, saberes y territorios comcáac (seri).* INE, Semarnat-Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C., México.

Maffi, L. 2001. *On biocultural diversity. Linking language, knowledge, and the environment,* Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.

Manson, R., V. Hernández-Ortiz, S. Gallina y K. Mehltreter. 2008. *Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: biodiversidad, manejo y conservación.* Instituto de Ecología, A.C.-INE, Semarnat, México.

Martínez, J. (coord.). 2006. *Manejo del agua y restauración productiva en la región indígena mixteca de Puebla y Oaxaca.* Banco Mundial, México.

Martínez M.A., V. Evangelista, C.M. Mendoza y F.A. Basurto. 2000. La etnobotánica y los recursos fitogenéticos: El caso de la Sierra Norte de Puebla. *Revista de Geografía Agrícola* **31**:79-88.

Merino, L., P. Gerez y S. Madrid. 2000. Políticas, instituciones comunitarias y uso de recursos comunes en México, en *Sociedad, derecho y medio ambiente.* Primer informe del programa de investigación sobre aplicación y cumplimiento de la legislación ambiental en México. Conacyt-UNAM-Semarnat, México.

Merino, L., y J. Robinson (eds.). 2005. *Managing the commons. Indigenous rights, economic development and identity.* INE, Semarnat-Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible, A.C.-Ford Foundation-Christensen Fund, México.

Moguel, P., y V.M. Toledo. 2004. Conservar produciendo: biodiversidad, café orgánico y jardines productivos. *Biodiversitas* **55**:2-7.

Molina, J.C., y L. Córdova (eds.). 2006. Recursos fitogenéticos en México para la alimentación y la agricultura. Informe nacional 2006, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación-Sociedad Mexicana de Fitogenética, A.C., Chapingo, México.

Mühlhäusler, P. 1996. *Linguistic ecology: Language change and linguistic imperialism in the Pacific region.* Routledge, Londres.

Muñoz, A. 2003. *Centli Maíz. Prehistoria e historia, diversidad, potencial, origen genético y geográfico.* Colegio de Postgraduados Chapingo, Montecillo, Texcoco.

Nations, J., y R. Nigh. 1980. The evolutionary potential of Lacandon Maya sustained-yield tropical forest agriculture. *Journal of Anthropological Research* **36**:1-30.

Navarro, H. 2004. *Agricultura campesina-indígena, patrimonio y desarrollo agroecológico territorial.* Conacyt-Colegio de Postgraduados-Remindar, Montecillo, Texcoco.

Ortega-Paczka, R. 1973. Variación en maíz y cambios socioeconómicos en Chiapas, México, 1946-1971. Tesis de maestría, Colegio de Postgraduados, Escuela Nacional de Agricultura, Chapingo, México.

Ortega-Paczka, R. 2003. La diversidad del maíz en México, en G. Esteva y K. Marielle (coords.), *Sin maíz no hay país.* Dirección General de Culturas Populares e Indígenas, Conaculta, México, pp. 123-154.

Ortiz, S., y A. Otero. 2007. México como centro de origen del maíz y elementos sobre la distribución de parientes silves-

tres y variedades o razas de maíz en el norte de México. *Revista de Geografía Agrícola* **38**:141-152.

Ostrom, E. (ed.). 2000. *El gobierno de los bienes comunes. La evolución de las instituciones de acción colectiva*. Fondo de Cultura Económica, México.

Oviedo, G., L. Maffi y P.B. Larsen. 2000. *Indigenous and traditional peoples of the world ecoregion conservation*. WWF International-Terralingua, Gland.

Pardo, E., y A. Flores. 2006. Ordenamiento comunitario participativo: consenso y disenso. Lecciones metodológicas derivadas de experiencias de ONG mexicanas, en S. Anta, A. Arreola, M.A. González y J. Acosta (comps.), *Ordenamiento territorial comunitario: un debate de la sociedad civil hacia la construcción de políticas públicas*. Instituto Nacional de Ecología, Semarnat-Instituto para el Desarrollo Sustentable en Mesoamérica, A.C.- Grupo Autónomo para la Investigación Ambiental, A.C.-Grupo de Estudios Ambientales, A.C.-Methodus Consultora, S.C.-Servicios Alternativos para la Educación y Desarrollo, A.C., México, pp. 111-127.

Paré, L., y C. Robles. 2006. En búsqueda de un manejo territorial del agua, transparente e incluyente: una experiencia en el sur de Veracruz, en V. Vázquez, D. Soares, A. de la Rosa y A. Serrano (coords.), *Gestión y cultura del agua*, t. II. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua-Colegio de Postgraduados, México, pp. 62-91.

Perales, H., B.F. Benz y S.B. Brush. 2005. Maize diversity and ethnolinguistic diversity in Chiapas, Mexico. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **102**:949-954.

Ramos, F. 1998. *Grupo Vicente Guerrero de Españita, Tlaxcala. Dos décadas de promoción de campesino a campesino*. Red de Gestión de Recursos Naturales, Fundación Rockefeller, México.

Rojas, T. 1988. *Las siembras de ayer. La agricultura indígena del siglo XI*. Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social, SEP, México.

Rzedowski, J. 1998. *Vegetación de México*. Limusa, México.

Semarnat. 2002. *Informe de la situación del medio ambiente en México. Compendio de estadísticas ambientales*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

Serrano, E., A. Embriz y P. Fernández. 2002. *Indicadores socioeconómicos de los pueblos indígenas de México 2002*. INI-PNUD-Conapo, México.

Serrano, E. (ed.). 2006. *Regiones indígenas de México*. Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, México.

Solís, I., y J. van Heerwaarden. 2003. *Informe final del proyecto: Rescate del sistema milpero tradicional maya ante el fenómeno del huracán Isidore. La importancia de las especies criollas*. Programa de Pequeñas Donaciones, Red de Organizaciones del Sureste para el Desarrollo Sustentable, A.C.-PNUD, Mérida.

Taba, S. (ed.). 1995. *Maize genetic resources. Maize program special report*. CIMMYT, México.

Terán, S., C. Rasmussen, y O. May-Cauich. 1998. *Las plantas de la milpa entre los mayas. Etnobotánica de las plantas cultivadas entre los mayas en las milpas en el noreste de Yucatán*. Fundación Tun Ben Kin, A.C., Mérida.

Toledo, V.M., y M. Ordóñez. 1993. The biodiversity scenario of Mexico: A review of terrestrial habitats, en T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa (eds.), *Biological diversity of Mexico: Origins and distribution*. Oxford University Press, Nueva York, pp. 757-777.

Toledo, V.M., P. Alarcón-Chaires, P. Moguel, M. Olivo, A. Cabrera *et al*. 2001. El *Atlas etnoecológico de México y Centroamérica*: fundamentos, métodos y resultados. *Etnoecológica* **6**:7-41.

Trujillo, L. 2008. Coffee-production strategies in a changing rural landscape: A case study in Central Veracruz, Mexico, en C.M. Bacon, V.E. Méndez, S.R. Gliessman, D. Goodman y J.A. Fox (eds.), *Confronting the coffee crisis: Fair trade, sustainable livelihoods and ecosystems in Mexico and Central America*. Food, Energy, and Environment Series. The MIT Press, Cambridge, pp. 69-98.

Vavilov, N.I. 1992. *Origin and geography of cultivated plants*. Cambridge University Press, Cambridge.

Vázquez, A. 2004. Por los caminos de la devoción, identidad y territorio entre los chichimeca-otomís del semidesierto queretano. Tesis de licenciatura, Facultad de Filosofía, Universidad Autónoma de Querétaro, México.

Vázquez-Dávila, M.A. 2001. Etnoecología chontal de Tabasco. *Etnoecológica* **6**:43-60.

Wellhausen, E.J., L.M. Roberts y E. Hernández-X. y P.C. Mangelsdorf. 1987. Razas de maíz en México. Su origen, características y distribución, en *Xolocotzia: Obras de Efraím Hernández Xolocotzi*, t. II, Revista de Geografía Agrícola, Universidad Autónoma Chapingo, México, pp. 609-732.

White, A., y A. Martín. 2002. *¿De quién son los bosques del mundo? Tenencia forestal y bosques públicos en transición*. Forest Trends, Washington, D.C.

Williams-Linera, G., A. Guillén Servent, O. Gómez García y F. Lorea Hernández. 2007. Conservación en el centro de Veracruz, México. El bosque de niebla: ¿reserva archipiélago o corredor biológico?, en G. Halffter, S. Guevara y A. Melic (eds.), *Hacia una cultura de la conservación de la diversidad biológica*. Monografías Tercer Milenio, Zaragoza, España, pp. 303-310.

Zeder, M.A. 2006 Central questions in domestication of plants and animals. *Evolutionary Anthropolgy: Issues, News, and Reviews* **15**:105-117.

Zolla, C., y E. Zolla Márquez. 2004. Los pueblos indígenas en México. 100 preguntas. UNAM, México.

16 Identificación de prioridades y análisis de vacíos y omisiones en la conservación de la biodiversidad de México

AUTORES RESPONSABLES: Patricia Koleff • Marcia Tambutti • Ignacio J. March • Rocío Esquivel • César Cantú • Andrés Lira-Noriega

COAUTORES: Verónica Aguilar • Jesús Alarcón • Juan Bezaury-Creel • Segundo Blanco • Gerardo Ceballos • Antony Challenger • Javier Colín • Ernesto Enkerlin • Óscar Flores Villela • Gabriela García-Rubio • Diana Hernández • Melanie Kolb • Pedro Díaz Maeda • Enrique Martínez Meyer • Elizabeth Moreno • Norma Moreno • Mariana Munguía • Miguel Murguía • Adolfo Navarro • Daniel Ocaña • Leticia Ochoa • Víctor Sánchez-Cordero • Jorge Soberón • Juan Francisco Torres • Raúl Ulloa • Tania Urquiza-Haas

AUTORES DE RECUADROS: *16.1*, Mariana Munguía, Elizabeth Moreno, Verónica Aguilar, Diana Hernández, Melanie Kolb, Gabriela García-Rubio, Andrés Lira-Noriega, Marcia Tambutti, Patricia Koleff, Ignacio J. March, Rocío Esquivel • *16.2*, Diana Hernández, Gabriela García-Rubio, Melanie Kolb, Verónica Aguilar, Norma Moreno, Patricia Koleff • *16.3*, Patricia Koleff, Marcia Tambutti, Ignacio J. March, Rocío Esquivel, Andrés Lira-Noriega, César Cantú, Jorge Soberón, Víctor Sánchez-Cordero, Gerardo Ceballos, Ernesto Enkerlin, Antony Challenger

REVISORES: Pablo Marquet • Rodrigo A. Medellín • Ana Rodrigues

CONTENIDO

Koleff, P., M. Tambutti, I.J. March, R. Esquivel, C. Cantú, A. Lira-Noriega *et al.* 2009. Identificación de prioridades y análisis de vacíos y omisiones en la conservación de la biodiversidad de México, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. CONABIO, México, pp. 651-718.

Recuadros

Apéndices

Resumen

La excepcional biodiversidad que alberga México obliga a una planeación a diferentes escalas para conservar una porción significativa de ella. A raíz del compromiso establecido en la Séptima Conferencia de las Partes (Cop 7) del CDB, en el Programa de Trabajo de Áreas Protegidas se identificaron sitios prioritarios para diferentes elementos de la diversidad biológica y se practicaron análisis de vacíos y omisiones en conservación.

Los análisis a escala ecorregional mostraron 11 de 96 ecorregiones terrestres sin áreas protegidas (AP) y 50 subrepresentadas en el sistema de áreas protegidas con diferentes niveles (0.003% a 10.1% de superficie protegida, que está por debajo de la proporción del territorio cubierto por AP, que actualmente equivale a *ca.* 12% de la superficie). Existen sesgos al proteger en mayor proporción las tierras altas (a más de 2 800 msnm) en comparación con el resto del país. Considerando los tipos de vegetación, los niveles de protección más bajos se presentan en las selvas secas, el matorral espinoso tamaulipeco y los bosques de pino-encino.

Se generaron tres índices que valoran las ecorregiones por su importancia biológica, riesgos y respuestas a la conservación, que nos permiten contar con un marco general para la planeación de la conservación a escala regional.

Por otra parte, se identificaron los sitios prioritarios para la conservación basados en información de presencia registrada o estimada de especies de vertebrados terrestres, géneros de angiospermas, algunas familias de plantas, tipos de vegetación y un conjunto de las principales amenazas (*i.e.*, cambio de uso del suelo, asentamientos humanos, frecuencia de incendios, entre otras) utilizando el programa Marxan. En términos de área, los sitios identificados como los de más alta prioridad representan 16.6% de la extensión territorial continental, pero solo 15.93% del área de estas unidades están en alguna AP. Para seleccionar los objetos de conservación se consideraron las especies de distribución restringida, endémicas y amenazadas, los sitios con mayor concentración de riqueza de especies y con vegetación en condición primaria.

En los ambientes marinos se identificaron 105 sitios prioritarios (costas, océanos y elementos insulares). Solo 18.33% de la superficie de estos sitios prioritarios está decretada como AP, por lo que es fundamental consolidar esfuerzos para conservar y manejar de forma sustentable estos sitios de alta prioridad. Por primera vez se identificaron y documentaron 29 sitios de mar profundo que prácticamente no tienen protección y cuya identificación es fundamental para dirigir esfuerzos de conservación.

Asimismo, se analizó la información de una encuesta nacional, diseñada explícitamente para compilar la mayor información sobre sitios de importancia para la conservación de la biodiversidad. Los datos a escalas más finas permiten ubicar de forma más precisa algunos sitios.

Concluimos que la identificación de sitios de importancia para la conservación de la biodiversidad del país es una herramienta básica para facilitar la selección, armonización y creación de sinergias entre los diversos instrumentos complementarios requeridos para lograr conservar y usar de manera sustentable nuestro patrimonio natural.

16.1 Introducción

La magnitud de la diversidad biológica de México se distingue por los altos niveles de endemismo y microendemismo para la mayoría de los grupos de organismos y por los complejos patrones espaciales en la distribución de su flora y fauna que forman un mosaico de paisajes, ecosistemas y comunidades terrestres (Conabio 2006a; capítulos 3, 11 y 12 del volumen I). Un componente esencial de la megadiversidad del país son los ambientes marinos (Arriaga *et al.* 1998; Contreras y Castañeda 2004; capítulos 4 y 5 del volumen I). El hecho de que México tenga vertiente a los océanos Atlántico y Pacífico, así como dos importantes golfos, el de California y el de México, y comparta el segundo arrecife más grande del mundo en el Mar Caribe, le confiere niveles de riqueza, diversidad y endemismos marinos comparables con los de la biota continental (Salazar Vallejo y González 1993).

A pesar de los esfuerzos realizados en la última década, la superficie protegida resulta insuficiente para un país tan megadiverso como México. Difícilmente podremos conservar adecuadamente una porción representativa y viable de tal biodiversidad con las actuales áreas protegidas.[1] Más aún, varias de las AP (principalmente las decretadas a fines del siglo XIX y los primeros setenta años del siglo XX) fueron establecidas por su belleza escénica, de forma oportunista, o por otros valores no necesariamente prioritarios; no fue sino hasta mediados de la década de los noventa cuando se consolidó una visión integral de las AP como un sistema que debe representar lo mejor posible la diversidad biológica del país (capítulo 9 de este volumen). Además, en las últimas décadas se han incre-

mentado las AP comunales y privadas. Si bien la creación de AP es una estrategia central para conservar la biodiversidad con un marco legal sólido y cada vez con mayor aceptación y demanda social, es fundamental fortalecer este sistema, así como un conjunto diversificado y complementario de otros instrumentos de conservación para asegurar la permanencia y el funcionamiento de los ecosistemas, sus servicios y la mayoría de sus especies. Es indispensable determinar los sitios en los que deben aplicarse estos instrumentos de conservación, con la concomitante evaluación y diagnóstico de los existentes.

Es apremiante identificar sitios prioritarios por su excepcional biodiversidad y diseñar diagnósticos y estrategias para su conservación. El aumento de las presiones antropogénicas sobre la biodiversidad, particularmente causado por la alta tasa de cambio de uso del suelo y la sobreexplotación de los recursos naturales está conduciendo a una pérdida irreversible de especies y deterioro de los ecosistemas (Woodroffe 2001, en Rodrigues *et al.* 2003). La identificación de prioridades para la conservación es un tema estratégico por la estrecha dependencia de la sociedad respecto de los servicios ambientales que le brindan los ecosistemas. Además, es primordial identificar los sitios más amenazados que albergan una extraordinaria biodiversidad a fin de conservar aquella parte de la historia evolutiva plasmada en los organismos vivos más vulnerables (Sechrest *et al*. 2002).

La planificación, conservación y manejo sustentable de los ecosistemas terrestres y marinos (incluyendo costas, océanos e islas),[2] su biodiversidad y los recursos naturales que albergan requiere que algunas áreas se mantengan en su estado natural o lo menos perturbadas posible. Por ejemplo, resulta necesaria la protección y restauración de la biodiversidad de los ambientes costeros críticos para mantener la producción pesquera, la conservación de los recursos genéticos y el resguardo de áreas de interés escénico y recreativo (Salm *et al.* 2000). El éxito de las áreas dedicadas a la conservación depende de la existencia de un marco legal apropiado que se aplique, de la aceptación de las comunidades locales y de un sistema de manejo integral efectivo.

El reto de evaluar las AP no es exclusivo de México, sino de todos los países del mundo. Durante la Séptima Conferencia de las Partes (Cop 7)[3] del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) del que México forma parte, se emitió una resolución para establecer un Programa de Trabajo sobre Áreas Protegidas,[4] enfocado a que los países evalúen la efectividad de sus sistemas de áreas protegidas y lleven a cabo análisis de vacíos y omisiones de conservación (convencionalmente conocidos como *gap analysis*, en inglés), con criterios técnicos sólidos que sirvan de guía para incrementar la superficie con decretos de protección (PNUMA/CDB/Cop 7/L.32; Dudley *et al.* 2005), así como llevar a cabo una evaluación de las capacidades para el manejo de las AP y de los recursos financieros dedicados a la conservación (Fig. 16.1).

Este capítulo trata sobre la identificación de los sitios prioritarios de importancia biológica; explora una primera evaluación de su conservación, considerando la superficie bajo protección dentro de AP federales, estatales y municipales y las omisiones en su cobertura al considerar diferentes elementos de la diversidad biológica (Burley 1988; Scott *et al.* 1993; Csuti 1994; Jennings 2000), y propone pasos a seguir en la evaluación de las AP y estrategias de conservación que permitan solucionar los vacíos detectados.

La planeación sistemática de la conservación se empezó a desarrollar en la década de los setenta, con los aportes de diversos criterios de selección, tales como área mínima, rareza, endemicidad, diversidad, representatividad, irremplazabilidad, fragilidad, conectividad, integridad y vulnerabilidad (Margules y Pressey 2000; Fandiño-Lozano y Van Wyngaarden 2005 y referencias que incluyen). Estas ideas se fueron refinando, considerando que los recursos disponibles para la protección de la biodiversidad son usualmente escasos, por lo que es necesario optimizarlos. De hecho, estos análisis han sido un marco de referencia para definir estrategias de financiamiento para la conservación a distintas escalas (Vane-Wright *et al.* 1991; Pressey *et al.* 1993; Murray *et al.* 1996; World Bank 2002; Wilson *et al.* 2007).

Uno de los principales objetivos de estos análisis es identificar las prioridades para lograr la protección de una porción viable y representativa de la biodiversidad con el área mínima posible o por medio de una red óptima de sitios (Arango *et al.* 2003; Dudley *et al.* 2005). Los análisis de vacíos y omisiones se han extendido a diversos enfoques metodológicos (Kiester *et al.* 1996; González-Rebeles y Jennings 2001; Dudley y Parish 2006) y se han aplicado incluso con un enfoque hacia la conservación de recursos genéticos (Lipow *et al.* 2004), de comunidades de animales o plantas (Strittholt y Boerner 1995), de unidades evolutivas filogenéticas (Humphries *et al.* 1995; Mace *et al.* 2003; Maiorano *et al.* 2006) e incluso para grupos ecológicos funcionales (Buchmann *et al.* 1999). Debido a los inevitables sesgos en la información, porque prácticamente en ningún sitio se conoce la biodiversidad por completo (Grand *et al.* 2007), y además, esta puede

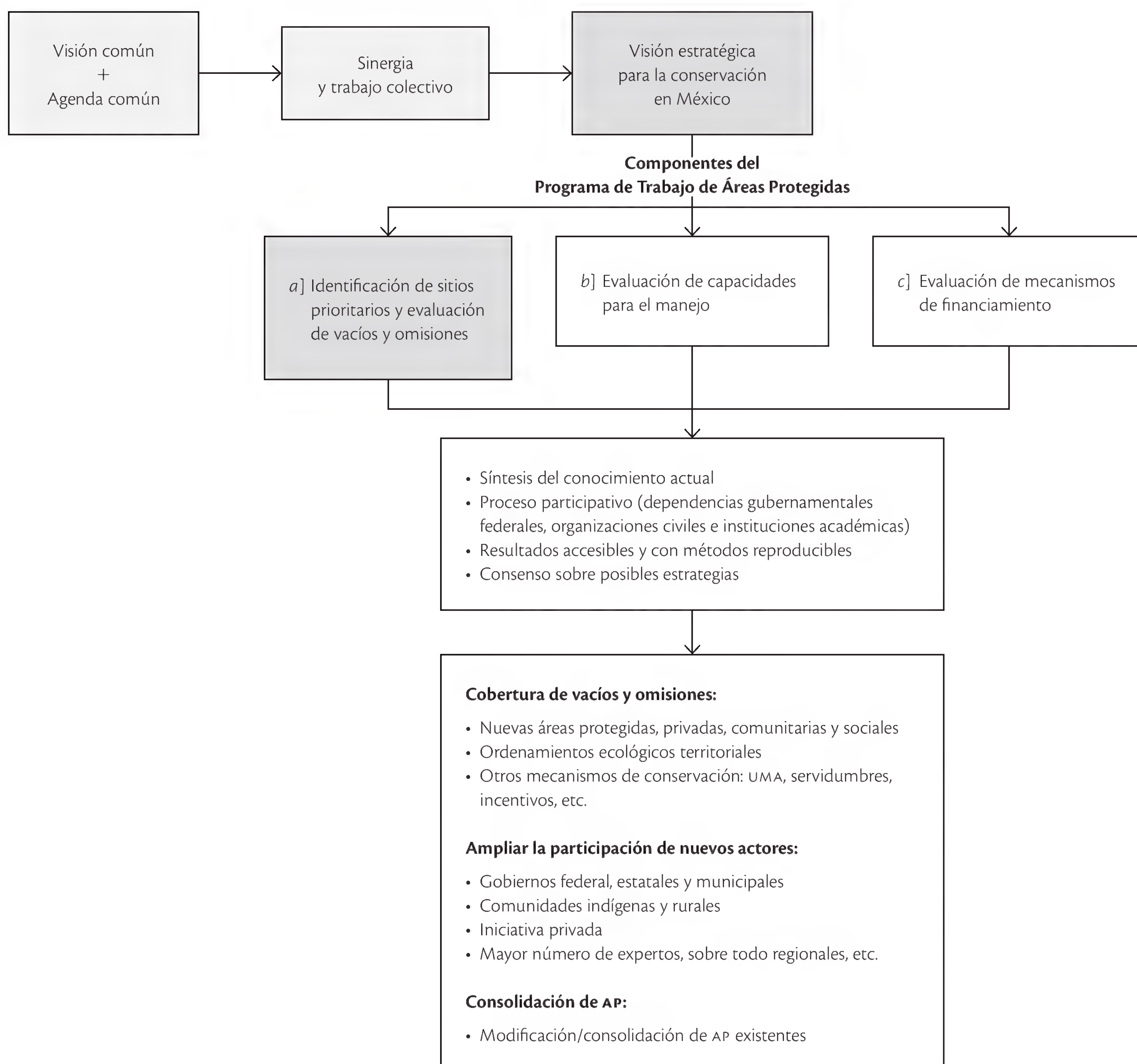


Figura 16.1 Diagrama de la visión estratégica que guíe las acciones para fortalecer el sistema de áreas protegidas, mediante la sinergia de dependencias de gobierno, instituciones académicas y organizaciones civiles, y ayude a fortalecer los sistemas actuales de AP, de acuerdo con los tres componentes del Programa de Trabajo del CDB adoptado en 2004. Este capítulo se enfoca solo al componente de la evaluación de vacíos y omisiones en conservación.

variar en determinados lapsos, la metodología de esos estudios ha sido mediante la utilización de “sustitutos” o “indicadores” (“*surrogates*”, en inglés) de importancia biológica para identificar sitios prioritarios (Sarkar *et al.* 2005; Rodrigues y Brooks 2007). Los indicadores son necesarios, aunque para todos ellos, aun los más usados, se han documentado algunas limitaciones en su aplicación (Andelman y Fagan 2000; Williams *et al.* 2000). Por ejemplo, en muchos casos es difícil acordar cuáles son las mejores especies indicadoras, ya que la distribución de la riqueza y endemismos de diferentes grupos biológicos muchas veces no es coincidente; las “especies clave” son difíciles de identificar (Simberloff 1998; Gaines 2007), y las “unidades del paisaje”, “comunidades naturales” o “clases de uso del suelo”, que contienen una diversidad de elementos impiden puntualizar acciones de conservación que se

requieren a escala local (Lombard *et al.* 2003). Por ello, cada vez hay más consenso en que se debe considerar el mayor número de elementos de la biodiversidad posible.

La selección de los sitios prioritarios se fundamenta en alguno de los siguientes criterios: *1*] que constituya el mejor ejemplo de un ecosistema o tipo de hábitat importante o único; *2*] que sea necesario para la sustentabilidad de las actividades productivas; *3*] que posea alta diversidad de paisajes, comunidades o especies; *4*] que sea una localidad con procesos ecológicos clave; *5*] que proporcione un hábitat específico para una o más especies; *6*] que ofrezca un servicio ambiental relevante; *7*] que tenga valores culturales importantes (históricos, religiosos o recreativos); *8*] que propicie la investigación básica (Salm *et al.* 2000); *9*] que contribuya a la conectividad de hábitats, y *10*] que conserve más de una población de cada especie (Ceballos *et al.* 2005).

La biodiversidad abarca la complejidad de los ecosistemas, especies, sus poblaciones y su variabilidad genética, y sus interacciones. Por lo tanto, difícilmente podría existir una medida universal e inconfundible para identificar los sitios de mayor biodiversidad o los más relevantes para la conservación que considere la totalidad de los elementos del sistema. Por esta razón se requieren estudios con diferentes enfoques y escalas aplicados a los diversos elementos de la biodiversidad considerados "objetos de conservación" con el fin de tener el mayor número de criterios y atributos disponibles para identificar las áreas y los sitios prioritarios para la conservación. En 2004, México decidió iniciar el desarrollo de una serie de análisis de omisiones de las áreas importantes para la conservación de la biodiversidad a escala nacional, considerando diversas metodologías y la mayor cantidad de información actualizada, los cuales fueron realizados por especialistas de la academia, el gobierno y diversas organizaciones civiles (apéndice 16.1, en CD 3).

Este capítulo es un estudio inédito para México por la visión de integrar diversos análisis; abarca ecorregiones, diversos grupos taxonómicos y sitios puntuales. Se consideró la importancia de conducir por separado los análisis terrestres de los marinos (Fig. 16.2), usar las ecorregiones como unidades básicas de análisis y llevar a cabo análisis a escalas más finas. Asimismo, en un futuro se desea valorar un conjunto de instrumentos estratégicos de políticas públicas, para consolidar una visión integral en la conservación, tanto en AP como en el entorno en que están inmersas, mediante talleres regionales y otros mecanismos de participación social que permitan ampliar los consensos alcanzados. Aun cuando la información recabada hasta ahora y los diversos análisis que se han desarrollado son un avance serio y significativo en la determinación de prioridades para la protección de nuestro patrimonio biológico, resulta prioritario continuar con los trabajos que permitan contar con todos los elementos de juicio técnico para evaluar los sitios propuestos y concretar así una visión compartida, completa y consensuada para la conservación de la biodiversidad en nuestro país (Fig. 16.1).

Uno de los elementos clave del proceso ha sido la amplia participación de investigadores y especialistas en biodiversidad de todo el país, por lo que con el fin de compilar la mayor información posible se diseñó y aplicó una encuesta nacional para detectar sitios de elevada importancia para la conservación de la biodiversidad que se encuentran sujetos a diversas amenazas (véase el recuadro 16.1).

16.2 Análisis de ambientes terrestres

16.2.1 Antecedentes

A continuación se presenta una síntesis de los trabajos más importantes enfocados a la planeación para la identificación de sitios prioritarios de la última década, considerando primero los estudios a escala global en los que está incluido México y después los esfuerzos nacionales y regionales.

Estudios a escala global y continental

A escala global destaca el hecho de que México forme parte de un pequeño grupo de países denominados megadiversos (Mittermeier *et al.* 1997) y que sea reconocido por su alta proporción de endemismos, como uno de los centros de diversidad de plantas (WWF e IUCN 1997), de áreas de endemismo de aves (Stattersfield *et al.* 1998) y de áreas de alta diversidad silvestre (Mittermeier *et al.* 2002; 2003; véase también el volumen I de esta obra). De hecho, tres grandes regiones que cubren una gran extensión del territorio mexicano han sido identificadas a escala mundial como *hotspots*, es decir, como lugares que albergan una extraordinaria biodiversidad biológica (como una gran concentración de endemismos) y que están seriamente amenazados, con un nivel insuficiente de protección en relación con la biodiversidad que albergan. De acuerdo con Mittermeier *et al.* (2004) estos *hotspots* serían la Provincia Florística de California (que se extiende hasta la parte más norteña de la Península de Baja California),

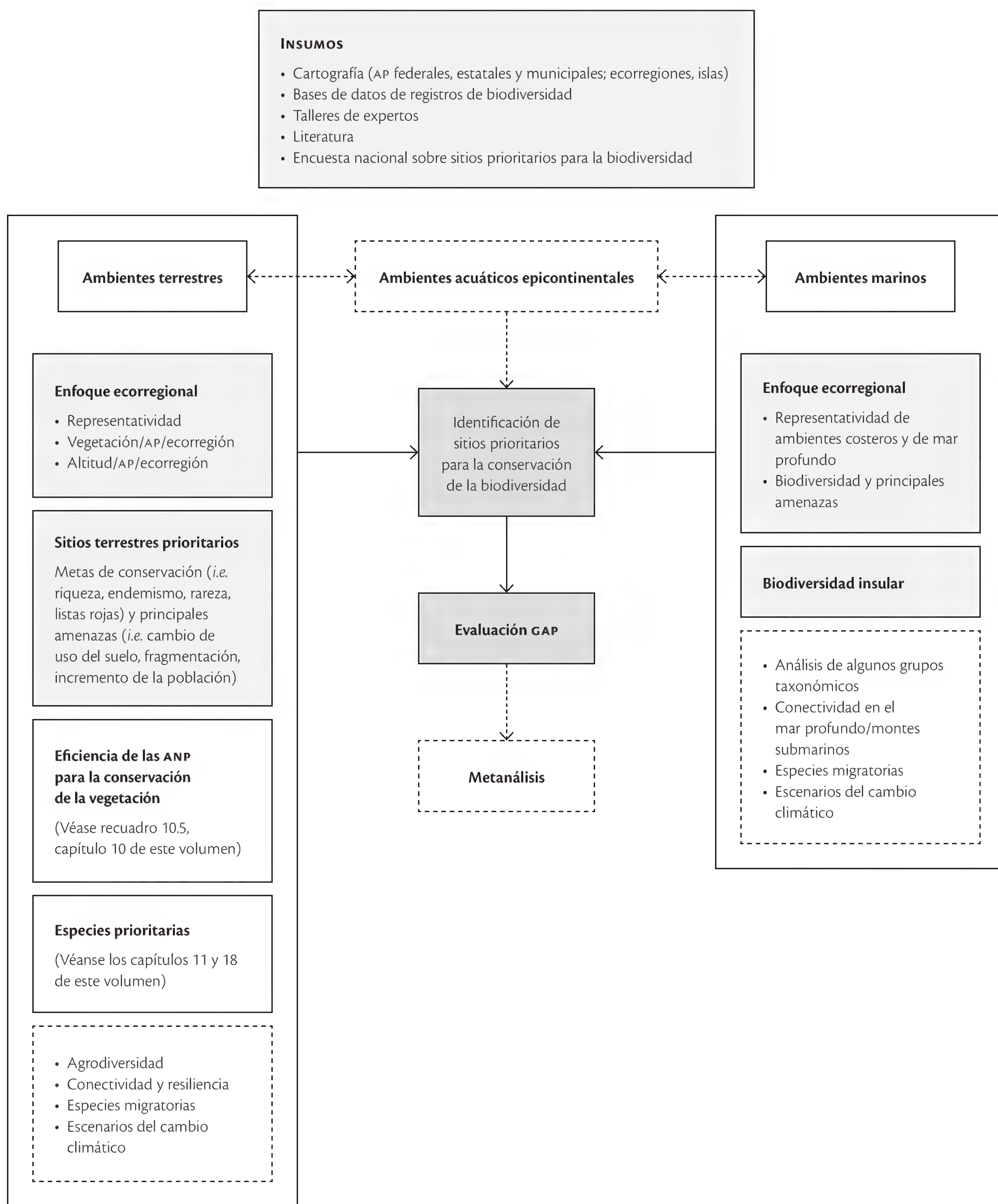


Figura 16.2 Diagrama de los procesos llevados a cabo para identificar los sitios prioritarios por su biodiversidad y los vacíos y las omisiones en conservación (evaluación GAP) para los distintos ambientes. Los procesos que se muestran con líneas punteadas no se han concluido o se llevarán a cabo posteriormente.

Recuadro 16.1 Encuesta nacional sobre prioridades de conservación

Mariana Munguía • Elizabeth Moreno • Verónica Aguilar • Diana Hernández • Melanie Kolb • Gabriela García-Rubio • Andrés Lira-Noriega • Marcia Tambutti • Patricia Koleff • Ignacio J. March • Rocío Esquivel

Con el fin de tener una visión más amplia en los análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad, la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Conanp), la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio), Pronatura, A.C., The Nature Conservancy-Programa México (tnc), el Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza (fmcn) y el Instituto Nacional de Ecología (ine) desarrollaron esta Encuesta nacional sobre prioridades de conservación para detectar sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad en México. La Encuesta recopiló información de especialistas, investigadores y conservacionistas de todo el país; participaron organizaciones civiles, gobiernos federal y estatales y universidades.

Los objetivos de esta encuesta fueron: *1*] integrar un grupo de personas interesadas en la conservación y que con base en su experiencia aportaran argumentos justificados sobre los sitios que consideren como prioritarios, y *2*] detectar ejercicios de identificación, priorización y evaluación de sitios importantes para la conservación ya realizados.

Método

De agosto de 2005 a mayo de 2006 se invitó a más de 800 personas a responder la encuesta. El diseño de la misma fue realizado en conjunto por la Conanp, la Conabio, tnc y Pronatura con el propósito de que fuera ágil y fácil de contestar para obtener la mayor cantidad de respuestas posible. La primera sección recopiló información de los ejercicios de priorización de sitios existentes en nuestro país en los que el encuestado hubiera participado. En la segunda se solicitó proponer sitios como ecosistemas o hábitats que probablemente no habían sido considerados en ejercicios formales de priorización, pero que por la experiencia en campo del autor merecían ser considerados como prioritarios y con qué argumentos se proponían como tales. Se creó una base de datos con los resultados obtenidos y posteriormente se validaron y delimitaron los sitios propuestos.

La validación se llevó a cabo con cartografía de estados (Conabio 2003) y municipios (inegi 2006), así como con el *Atlas estatal* (sct 2002) y el sistema para georreferenciar lugares por nombre, geo (Alarcón Guerrero 2002). Los argumentos y descripciones dadas por los encuestados representaron la base para la definición de los sitios, que fue complementada con información extraída de cartografía temática [uso del suelo y vegetación (inegi 2005a), regiones terrestres prioritarias (rtp) (Arriaga *et al*. 2000a, actualizado en Conabio hasta 2004), regiones hidrológicas prioritarias (rhp) (Arriaga *et al.* 2002), regiones marinas prioritarias (rmp) (Arriaga *et al*. 1998), áreas de importancia para la conservación de las aves (Cipamex y Conabio 1999) y áreas protegidas (Conanp y Conabio 2007a)].

Resultados

Más de 60% de los encuestados participaron en algún ejercicio de priorización de sitios, en su mayoría a escala nacional (Fig. 1). Se recibieron 228 propuestas, de las cuales 220 presentaban argumentos para crear un sitio georreferenciado. Para el resto del análisis de vacíos y omisiones se dividieron los sitios en ambientes terrestres y costeros-marinos. A los ambientes terrestres corresponde la mayoría, con 126 sitios, seguido por 56 en ambientes costeros, dejando 36 sitios relacionados con aguas epicontinentales. A continuación se presentan los resultados para los sitios terrestres y costeros.

De los sitios propuestos, 58 (32% del total) coinciden con ap federales y estatales decretadas en nuestro país (Fig. 2; cuadro 1). Estos incluyen 75% de los sitios costeros pero solamente 13% de los terrestres. Setenta y cuatro por ciento de las propuestas de la encuesta están considerados en algún sitio prioritario (Fig. 3), resultado del análisis de vacíos y omisiones en conservación de biodiversidad terrestre y marina (Conabio *et al.* 2007a, c). Nuevamente, las propuestas costeras están mejor representadas (95%) que las terrestres (46%). Sin embargo, algunas de las propuestas no se pueden diferenciar rigurosamente en ambientes terrestres o costeros, lo que se refleja en el hecho de que algunos de los sitios terrestres se encuentran en algunas rmp y algunos sitios costeros en rtp. Cincuenta y un sitios propuestos (41%) para ambientes terrestres que se encuentran en alguna región prioritaria no están incluidos en ninguna ap, mientras en los ambientes costeros son 16 las propuestas (29%), que representan en su conjunto 44%. Cabe destacar que la misma cantidad de sitios derivados de la encuesta (44%) no están representados en ninguna ap y tampoco coinciden con ninguna región prioritaria para la conservación; la diferencia entre ambientes terrestres y costeros es todavía mayor, con

48% de los sitios terrestres que se encuentren en esta categoría contra solo 11% de los sitios marinos.

Conclusiones

Esta Encuesta representa el conocimiento generado por diferentes sectores y cubren las diferentes regiones del país respecto a sitios que contienen ecosistemas o poblaciones de especies importantes para conservar por su valor ecológico, por presentar especies endémicas o raras, por sufrir serias amenazas o por ser de valor cultural. Asimismo, se identificaron los diversos ejercicios de planeación y priorización efectuados durante los últimos 10 años en México, mismos que arrojan información adicional y documentada sobre áreas de importancia para la conservación. La Encuesta aporta información importante sobre sitios específicos de alto valor para la conservación, como muestra la cantidad considerable de sitios que no están representados en AP ni contemplados en los resultados del análisis de vacíos y omisiones en conservación, en especial en el caso de las propuestas para sitios terrestres.

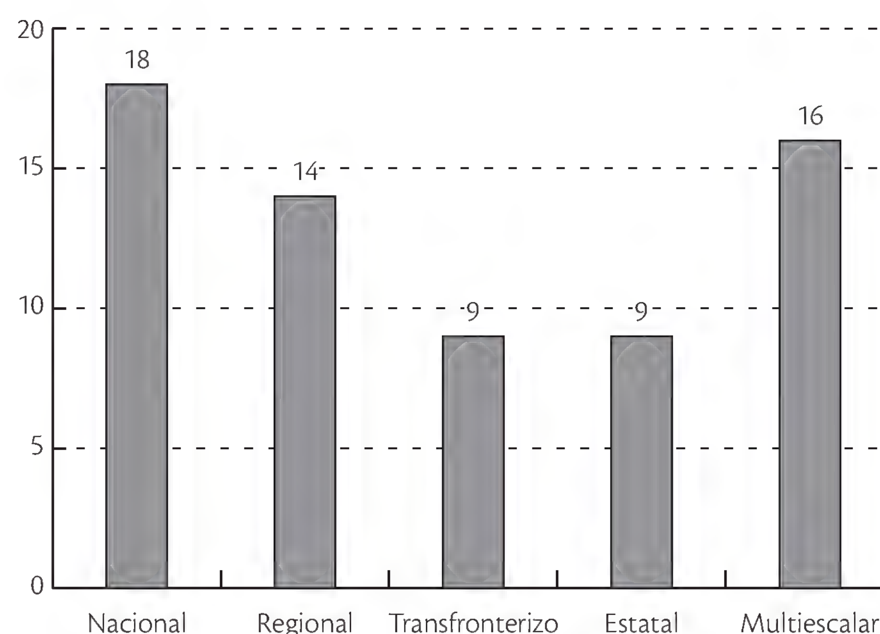


Figura 1 Ejercicios de priorización recabados por la Encuesta nacional en diferentes niveles. Nacional: en todo México; regional: una o varias regiones del país que pueden incluir varios estados; transfronterizo: ejercicios realizados compartidos en Centroamérica o Norteamérica; estatal: realizados en un solo estado; multiescalar: ejercicios realizados en más de un nivel de los anteriores.

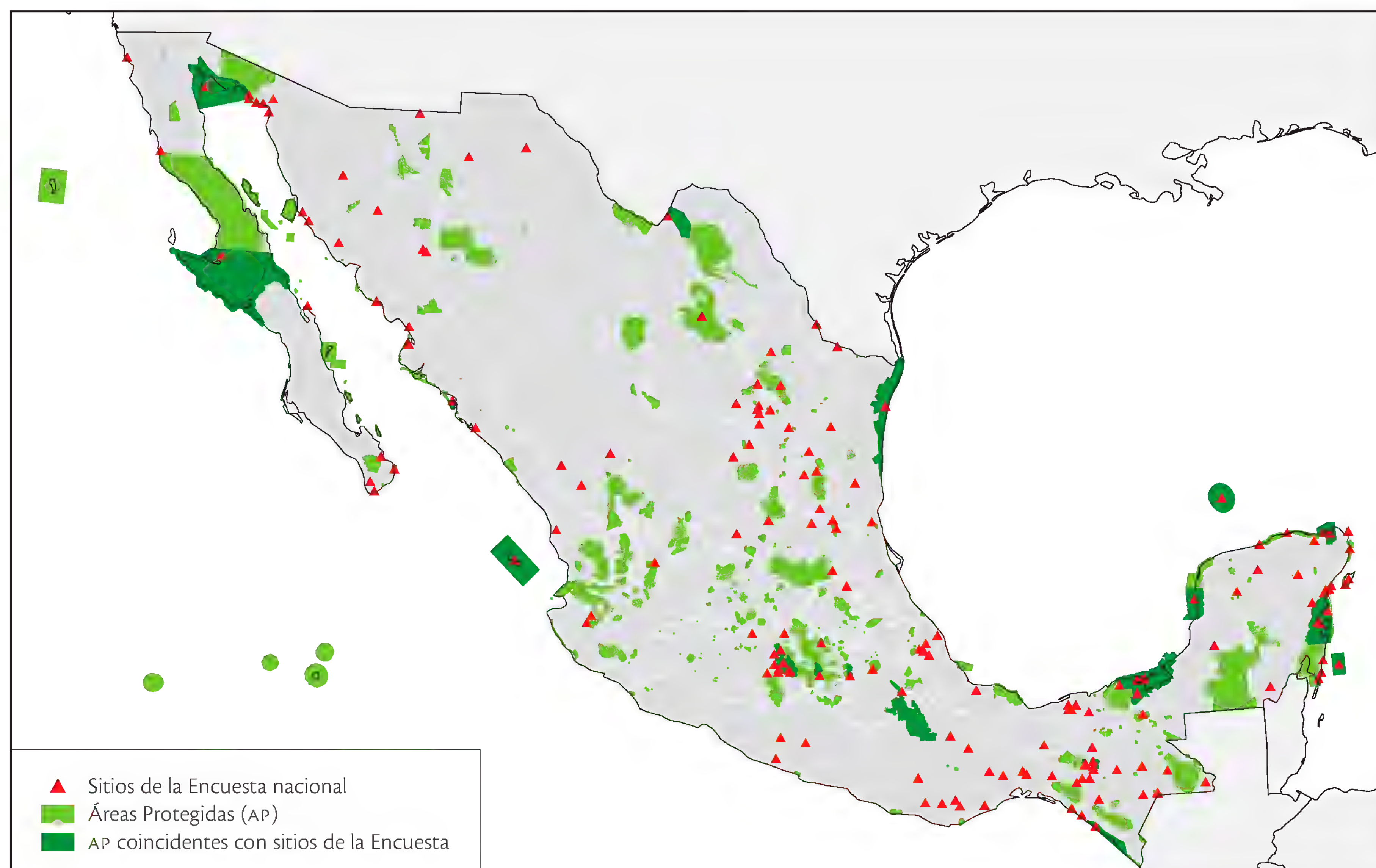


Figura 2 Sitios propuestos en la Encuesta nacional y áreas protegidas federales, estatales y municipales (Conanp y Conabio 2007b).

Recuadro 16.1 [*concluye*]

Cuadro 1 Relación de sitios terrestres y costeros de la Encuesta, por regiones de importancia para la biodiversidad

	Terrestres	%	Marinos	%	Total
Sitios de encuesta	126	69.23	56	37.09	182
En AP federal	12	25.00	36	75.00	48
En AP estatal	4	40.00	6	60.00	10
En RTP	58	72.50	22	27.50	80
En RMP	2	3.64	53	96.36	55
No en RTP pero en AP	51	100.00			51
No en RTP ni en AP	60	100.00			60
No en RMP pero en AP			16	100.00	16
No en RMP ni en AP			5	100.00	5
En RTP	53	63.10	31	36.90	84
En RHP	48	59.26	33	40.74	81
En RMP	5	9.80	46	90.20	51
En AICA	38	50.00	38	50.00	76

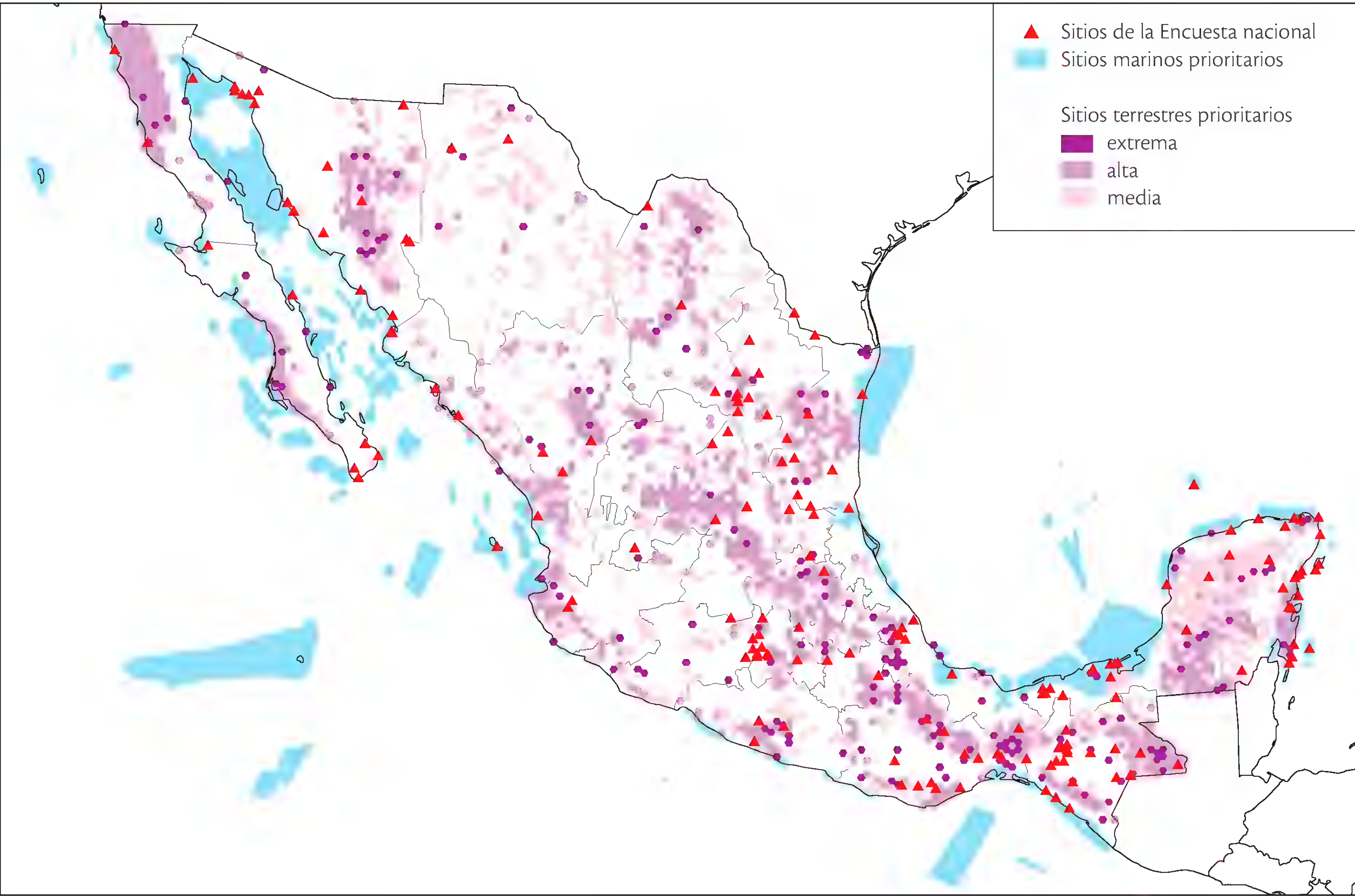


Figura 3 Sitios de la Encuesta nacional y sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad marina y terrestre (Conabio *et al.* 2007a-d).

los bosques de pino-encino (que cubren prácticamente todas las cordilleras, sierras y el Eje Neovolcánico) y Mesoamérica (que abarca toda la parte centro-sur de México). Estas regiones se identificaron principalmente con base en la riqueza de especies, en especial de una alta concentración de endemismos, lo que muchas veces resulta no ser lo más adecuado para poder establecer prioridades en conservación.

Sin duda, el desarrollo de los sistemas de información geográfica (SIG) abrió nuevas perspectivas para llevar a cabo la planeación sistemática de la conservación, considerando los ecosistemas como unidad de análisis (Scott *et al.* 1993).

Para la utilización de estas herramientas de análisis, y poder identificar los vacíos y omisiones de representación de la biodiversidad, resulta fundamental tener datos relativamente completos a la escala adecuada o utilizar una clasificación de ecosistemas que integre las características ambientales que determinan la existencia de la biodiversidad en sus diferentes escalas. Las clasificaciones ecológicas han evolucionado de manera considerable en los pasados tres decenios. Los trabajos pioneros en América del Norte surgieron de la clasificación de bosques en muchos casos relacionados con variables climáticas (por ejemplo, Hills 1961; CCA 1997). Las clasificaciones regionales fueron el siguiente paso, e integraron una gama completa de características biofísicas para explicar los aspectos dinámicos de los ecosistemas, como patrones climáticos cambiantes, especies migratorias, procesos químicos del suelo, etc., que son esenciales para entender los ecosistemas (CCA 1997; Josse *et al.* 2003).

Uno de los trabajos más importantes enfocados a evaluar el nivel de protección de los ecosistemas en las redes de AP ha sido realizado a escala global por Chape y colaboradores (2005), quienes concluyen que los gobiernos de los países requieren adoptar la agenda propuesta en 2004 en la reunión de la Cop 7, a fin de establecer regímenes de protección efectivos para conservar la biodiversidad remanente.

Las unidades ecorregionales[5] han sido utilizadas en los últimos años para definir las prioridades de conservación a escala global y regional para proteger la mayor cantidad de áreas representativas, con elementos especiales y que aseguren la persistencia de poblaciones y procesos ecológicos (Dinerstein *et al.* 1995; Olson *et al.* 2001; Olson y Dinerstein 2002; Loucks *et al.* 2003; Balmford *et al.* 2005; Hoekstra *et al.* 2005; Burgess *et al.* 2006).

Loucks y colaboradores (2003) clasificaron la importancia biológica de cada ecorregión basados en la distribución de especies, riqueza y endemismos, fenómenos ecológicos o evolutivos, como migraciones o adaptación a radiaciones extraordinarias y rareza global del tipo de hábitat, y concluyeron que más de 20% de las áreas aisladas (sin vías de comunicación) están localizadas dentro de las ecorregiones clasificadas globalmente como excepcionales.

En una priorización ecorregional, Dinerstein y colaboradores (1995) identificaron, con base en la biodiversidad y el grado de amenaza de 191 ecorregiones de Latinoamérica y el Caribe, 51 como las de más alta prioridad para la conservación, 14 de las cuales se encuentran en México.

Posteriormente, Olson y Dinerstein (2002) seleccionaron 200 de 867 ecorregiones terrestres en el mundo como prioritarias. En ese estudio, sobresale México entre los países de América con mayor superficie prioritaria para la conservación, destacando las ecorregiones de las sierras Madre Oriental y Occidental, el Eje Neovolcánico y los matorrales xerófilos de la Península de Baja California.

Destacan en el ámbito mundial los análisis de vacíos y omisiones de Rodrigues y colaboradores (2003, 2004a, b), quienes usaron datos de especies para investigar la representatividad de la red mundial de áreas protegidas y encontraron que esta es incompleta. La mayoría de los sitios identificados como prioridades urgentes para la conservación se encuentran en las zonas tropicales (por arriba de 85% del área de prioridad para la protección, aunque corresponden solamente a 39% de la superficie continental mundial), especialmente en los bosques húmedos tropicales y subtropicales (65% del área de prioridad, comparado con el 14% del área total de la Tierra). También están situados de manera no proporcional en las islas (31%, comparado con el 5% del área total del planeta). La conclusión principal de estos análisis es que la cobertura de AP de 12% es aún insuficiente. Las mayores prioridades para el establecimiento de AP son regiones irremplazables que enfrentan grandes presiones antropogénicas, entre las que destaca el sur de México. No obstante, a la escala de este estudio y en el contexto global, esta información es poco útil en la práctica para establecer una agenda nacional.

El análisis global usando los mamíferos como taxón representativo o emblemático, realizado por Ceballos y colaboradores (2005), mostró que la combinación de rareza, impactos antropogénicos y endemismo geopolítico (en especial en países en desarrollo, por falta de legislación y recursos dedicados a la conservación) ha puesto a una cuarta parte de los mamíferos terrestres y a una fracción aun mayor de sus poblaciones en riesgo de extinción.

Un análisis de complementariedad con una base de datos exhaustiva mostró que alrededor de 11% de la superficie del mundo debería estar dedicada de forma estratégica a conservar al menos 10% de las áreas de distribución de los mamíferos.

La Alianza Cero Extinciones (ACE) publicó en 2005 un listado de localidades de especies altamente amenazadas, denominadas de inminente extinción, de las cuales dos terceras partes no se encontraban protegidas, lo que indica claramente vacíos de conservación. En dicho estudio se señala a México como el país con mayor número de sitios ACE, con 63 (Ricketts *et al.* 2005; capítulo 14 de este volumen).

A la fecha se han realizado relativamente pocos estudios para determinar los sitios o áreas requeridas para sostener los procesos ecológicos que mantienen a los ecosistemas o poblaciones viables de especies nativas (Odum 1970; Soulé y Sanjayan 1988; Noss 1993; Cox *et al.* 1994; Fandiño-Lozano y Van Wyngaarden 2005), por lo que aún existe controversia sobre la superficie mínima que se debe dedicar a la protección de la naturaleza. Si bien la red mundial de AP ha crecido sustancialmente en décadas recientes, y a la fecha cubre 12.2% de la superficie del planeta, su crecimiento no se ha dirigido estratégicamente a maximizar la protección de la biodiversidad (Chape *et al.* 2005). Poco se sabe del grado en que esta red global de AP cubre las necesidades de protección de especies y ecosistemas. Esta información es necesaria para orientar la expansión estratégica de la red y la asignación eficaz de los recursos a lugares con escasa conservación para maximizar la persistencia de la biodiversidad mundial.

Las cifras de 10 y 12% han sido ampliamente citadas como los porcentajes mínimos de superficie que un país (o cada tipo de ecosistema) debe tener en reservas ecológicas (Bruntland 1987; Noss 1996; Rodrigues *et al.* 2004b). Sin embargo, no existe suficiente evidencia que pudiera justificar científicamente dichas cifras propuestas. De hecho, los pocos estudios disponibles para determinar las áreas requeridas para sostener los procesos ecológicos o mantener poblaciones viables de especies nativas indican que la superficie dedicada a la conservación debería incrementarse de dos a seis veces (Soulé y Sanjayan 1988; Noss 1993; Dietz y Czech 2005).

Los estudios enfocados a determinar el nivel de cobertura que los sistemas de AP confieren a los diversos ecosistemas y para algunos grupos de especies de flora y fauna (por ejemplo, Hunter y Yonzon 1993; Caicco *et al.* 1995; Pressey 1995; DellaSala *et al.* 2001; Scott *et al.* 2001; Chape *et al.* 2003, 2005; Rodrigues *et al.* 2003, 2004b; Vreugdenhil *et al.* 2003; Brandon *et al.* 2005; Koleff y Moreno 2005; Cantú *et al.* 2007; Tognelli *et al.* 2008) han demostrado que las actuales redes de AP son insuficientes para proteger la biodiversidad, ya que están sesgadas hacia ciertos tipos de ecosistemas, frecuentemente hacia aquéllos con menor valor económico, dejando a otros desprotegidos o protegidos de forma parcial (Cantú *et al.* 2001, 2003, 2004; Rodrigues *et al.* 2004b). Los análisis de vacíos han estado enfocados principalmente a la biodiversidad terrestre (como los estudios antes citados); sin embargo, en los últimos años se han realizado trabajos sobre ambientes de aguas epicontinentales (Meixler *et al.* 1996; Meixler y Bain 1998; Pérez-Arteaga *et al.* 2005) y marinos (Gleason *et al.* 2006; Terán *et al.* 2006).

En América Latina, países como Colombia, Ecuador, Belice, Guatemala, Bolivia, Costa Rica y Chile han llevado a cabo análisis de vacíos y omisiones a nivel ecorregional (Arango *et al.* 2003; Fandiño-Lozano y Van Wyngaarden 2005; Terán *et al.* 2006; Jolon-Morales 2007; Sinac-Minae 2007a, b; Tognelli *et al.* 2005, 2008). Para el caso de México, durante la última década se han realizado estudios a diversas escalas para identificar áreas de importancia para la conservación, usando diferentes criterios y enfoques. Algunos de estos trabajos han mejorado conforme se va generando mayor y mejor información, así como con el avance tecnológico de herramientas para identificar y priorizar sitios para la conservación (Fuller *et al.* 2006, 2007; Escalante *et al.* 2007a, b).

Estudios a escala nacional

Una referencia a nivel nacional para la conservación han sido los ejercicios coordinados por la Conabio (Arriaga *et al.* 1998, 2000a, b; capítulo 10 de este volumen) para la identificación de regiones terrestres prioritarias (RTP), marinas (RMP) e hidrológicas (RHP). Estos trabajos han sido un marco importante para la planeación y el destino de recursos para la conservación en estas áreas a pesar de no ser un instrumento oficial. Asimismo, la Conabio colaboró con Cipamex para la determinación de las áreas de importancia para la conservación de las aves (AICA), otra regionalización prioritaria no oficial, pero respaldada por ornitólogos expertos en la avifauna del país y extranjeros, que incluye 96.3% del total de especies para México y la casi totalidad de aquellas consideradas en riesgo de extinción en diferentes listados nacionales e internacionales.

Es importante considerar que al unir las RTP y las RHP con las AICA (Arizmendi y Márquez Valdelamar 2000),

la superficie total considerada como prioritaria del país suma 60% del territorio continental. Por supuesto, este resultado refleja que la priorización no ha sido óptima, que es importante relacionar las regiones prioritarias entre sí y destaca la necesidad de precisar prioridades para la conservación en la menor área posible, para asegurar su factibilidad y el uso eficiente de recursos.

Otros estudios han analizado la protección mediante AP decretadas en los ecosistemas, considerando zonas topográficas o tipos de vegetación. Con este enfoque, los estudios de Cantú y colaboradores (2001, 2004) concluyen que solamente en las zonas por arriba de los 3 000 msnm se cumple con la meta de proteger al menos 12% de su superficie. Estos resultados son consistentes con otro estudio a escala regional en el noreste del país, en donde existe una subrepresentación de planicies de poca elevación, en particular con matorrales xerófilos (Cantú *et al.* 2003).

Es importante resaltar que no basta con alcanzar determinadas metas expresadas en porcentaje de superficie a escala nacional o regional, sino que es necesario conocer si la porción protegida es representativa de la variabilidad biológica que albergan los ecosistemas. Por ejemplo, 10% de la superficie de los bosques de pino-encino podría estar decretada como AP, pero la protección de muchas especies no se lograría si estas AP no representan las diversas asociaciones vegetales, ya que la composición de las especies de estos bosques cambia radicalmente en las distintas regiones del país.

Para poder realizar lo que podríamos denominar "la selección perfecta" de los sitios de importancia para la conservación biológica sería necesario disponer de información detallada de todas las especies y los requerimientos para su viabilidad en el largo plazo (Fandiño-Lozano y Van Wyngaarden 2005). Sin embargo, la mayoría de las especies que habitan la Tierra aún no se han descrito formalmente (hecho denominado "el impedimento linneano"), y para la mayoría de las especies descritas no se conoce con exactitud su distribución geográfica, que usualmente contiene muchos vacíos de información (hecho conocido como "el impedimento wallaceano"; Brown y Lomolino 1998; Lomolino 2004). Así, para evaluar el nivel de representación de las especies en las AP se han utilizado datos de los grupos de organismos mejor conocidos, bajo diferentes enfoques, metodologías y escalas cartográficas.

En los estudios llevados a cabo a escala nacional, destacan en número aquellos que han usado datos de vertebrados terrestres como indicadores de biodiversidad, particularmente los mamíferos y las aves, y en menor medida aquéllos con datos de reptiles y anfibios (por ejemplo, Ceballos *et al.* 1998; Sánchez-Cordero *et al.* 2005a, b). A continuación presentamos una síntesis de los resultados más relevantes.

Ceballos (1999) indica que 23 a 25% de los mamíferos endémicos no están representados en las AP, mientras que Vázquez (2005) afirma que la cifra es más alta, 33% (que equivale a una diferencia de 12 especies), y que la mayor parte de las especies de mamíferos no protegidas en AP se encuentran en el norte de la Península de Baja California, en la porción oeste del Eje Neovolcánico Transversal y en la Sierra Madre Occidental. De las especies endémicas, las mayores concentraciones de mamíferos no protegidos se encuentran en el norte de la Península de Baja California, en la Sierra Madre Occidental y en las tierras bajas de los estados de Jalisco, Colima, Michoacán y Oaxaca (Vázquez 2005). En una publicación más reciente, Ceballos (2007) indica que 82% de los mamíferos terrestres de México están representados en una superficie pequeña del país (3.8%), pero que a pesar de estos valores la red de AP de México debería incrementarse considerando las tasas de destrucción de la cobertura vegetal.

Para las aves residentes también se han reportado altos niveles de protección, de 96 a 98 por ciento del total de las especies residentes representadas en las AP (Ceballos 1999; Ceballos *et al.* 2002), mientras que para las aves migratorias hay vacíos en la conservación de los humedales (Pérez-Arteaga *et al.* 2005). En el caso de la herpetofauna, únicamente 29% de los anfibios endémicos y 46% de los reptiles endémicos están protegidos por las AP (Santos-Barrera *et al.* 2004).

Estos resultados indican que hay una relación directa entre el porcentaje de especies representadas en las AP y el promedio del área de distribución de cada taxón, es decir, la protección de los grupos de alta diversidad como los reptiles y los anfibios, que tienen áreas de distribución restringidas, presenta mayores retos para alcanzar metas de conservación representativas en pocos sitios (capítulo 12 del volumen I).

Una excepción a este patrón se observa en el Eje Neovolcánico, donde las AP incluyen una elevada proporción de los mamíferos de la región (90%), con altos niveles de endemismo y con áreas de distribución restringidas. En efecto, la gran mayoría de las áreas protegidas se encuentra en zonas montañosas, precisamente porque esta ubicación las hace relativamente más propensas a ser decretadas como tales (Munguía 2006).

Otros trabajos con vertebrados terrestres se han enfocado a determinar las AP más importantes para conser-

var una proporción representativa de especies (Ortega-Huerta y Peterson 2004; Santos-Barrera *et al.* 2004; Fuller *et al.* 2006, 2007).

En estudios llevados a cabo con plantas, Villaseñor y colaboradores (1998) analizaron la distribución estatal de 371 géneros nativos de la familia Asteraceae, cuyo centro de diversificación se encuentra en la República mexicana, y se encontró que los tres estados más importantes para la biodiversidad de plantas de esta familia son Baja California, Chiapas y Coahuila, donde se encuentran representados 81.9% de todos los géneros y 38.8% de los endémicos.

Por otra parte, en el análisis de vacíos realizado por Riemann y Ezcurra (2005) para las plantas endémicas de la Península de Baja California, se encontró que solo 76.4% de los taxa estaban presentes en las AP y que al menos 175 especies endémicas y cuatro géneros endémicos estaban completamente ausentes en ellas. Otros estudios que analizaron las leguminosas en la Península de Baja California (Garcillán *et al.* 2003) indican que los *hotspots* florísticos están en la región de Los Cabos y a lo largo de la Sierra de la Giganta en el sur de la costa del Golfo, en donde se concentra 77% del total de la flora de leguminosas de la Península, y no están protegidos adecuadamente.

16.2.2 Bases de datos geográficas y de biodiversidad

Para llevar a cabo los análisis de los ambientes terrestres se integró información de dos tipos: *1*] cartográfica del medio físico y variables sociales, y *2*] bases de datos con registros biológicos georreferenciados.

Se decidió llevar a cabo el análisis de vacíos y omisiones considerando además de las AP federales, las estatales y municipales y, en lo posible, hacer análisis con otros mecanismos de conservación tales como áreas privadas y comunales de conservación.

Debido a la inexistencia de coberturas georreferenciadas completas a nivel nacional de AP estatales, más las del Distrito Federal y de los municipios, las coberturas correspondientes tuvieron que ser compiladas para efectuar el análisis de vacíos y omisiones en conservación (Bezaury-Creel *et al.* 2007).

La cartografía de las áreas sociales protegidas está siendo compilada y actualizada, por lo que aún no es posible llevar a cabo análisis con estas AP y se tuvo que desechar la idea de trabajar con las Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) debido a lo incompleto y disparejo de la cartografía existente y a que no existe consenso en que todas las UMA se clasifiquen como zonas de conservación.

En materia de la cartografía de las AP, debido a que algunos decretos se traslapan entre sí en algunos casos y con AP de diferentes niveles de gobierno, se adaptaron funcionalmente tanto la cobertura de las AP federales (Conanp y Conabio 2007a, b) como la de AP estatales y del Distrito Federal (Bezaury-Creel *et al.* 2007), y se resolvieron las redundancias eliminando funcionalmente los traslapes, no obstante que la mayor parte de ellos se encuentran vigentes desde un punto de vista legal. Se dio prioridad al decreto más reciente y a las AP federales sobre las estatales y del Distrito Federal y estas últimas sobre las municipales.

Como primera aproximación se decidió analizar los vacíos y omisiones a escala 1 : 1 000 000.[6] Para esto se elaboró un mapa de ecorregiones terrestres a esa escala con el apoyo de diversos expertos (INEGI *et al.* 2007) que consideraron como base los mapas a escala 1 : 4 000 000 de las regiones ecológicas de Norteamérica (CCA 1997) y de México (CCA 1997; WWF *et al.* 1997). Este nuevo mapa corresponde al nivel IV (NIV) de la cartografía de ecorregiones terrestres anidada para Norteamérica.

Sobre las bases de datos biológicos, uno de los mayores retos es superar los sesgos que existen en la información básica sobre su distribución. Si bien se han desarrollado numerosas técnicas para estimar qué tan completo es un inventario de una región (Colwell y Coddington 1994), es fundamental conocer las áreas de distribución de las especies que son parte del análisis de priorización. Por estas razones se reunieron datos de la distribución de distintos grupos taxonómicos de acuerdo con la disponibilidad de la información hasta la fecha, asegurando contar con información de calidad.

Se utilizaron datos de los vertebrados terrestres (mamíferos, aves, reptiles y anfibios), cuya estimación de sus áreas de distribución es suficientemente confiable y conocida por los especialistas. Para los vertebrados terrestres se utilizaron mapas generados a partir de modelos de distribución potencial, basados en el concepto de nicho ecológico para mamíferos (Ceballos, 2008), aves (Navarro Singüenza y Peterson 2007) y reptiles y anfibios (Flores-Villela 2008), con el *software* GARP (Stockwell y Peters 1999) y con una resolución aproximada de 1 km^2, los cuales fueron editados con diversos criterios por los especialistas en cada grupo y con base en la literatura pertinente. De la misma manera, y debido a la importancia que tienen como objetos de conservación las especies en

riesgo, se construyeron modelos de distribución potencial de las especies de plantas enlistadas en la NOM-059-SEMARNAT-2001 (CONABIO, datos sin publicar). Además, para los grupos representativos de la flora fanerogámica del país se usaron registros puntuales de las bases de datos albergadas en el SNIB y la Remib para algunas familias y géneros de importancia en México. Se utilizaron los géneros considerando que son un indicador del número de especies (Soberón *et al.* 2007). En el apéndice 16.2 ((CD 3)) se detalla la información compilada y los procesos para llevar a cabo los análisis.

16.2.3 Análisis ecorregional

Métodos

El primer objetivo fue determinar los niveles de representatividad[7] de las ecorregiones NIV, los tipos de vegetación natural primaria y secundaria, y los pisos altitudinales en las AP de México. El segundo objetivo consistió en desarrollar tres índices para caracterizar y priorizar las ecorregiones con base en variables físicas, biológicas y sociales (apéndice 16.3, en el (CD 3)).

Para el primero se siguió la metodología desarrollada en el programa de análisis de vacíos y omisiones de conservación (Scott *et al.* 1993) que consiste en determinar en qué proporción de superficie las AP representan la diversidad biológica, considerando como indicadores las ecorregiones, los tipos de vegetación y la variación altitudinal (indicador de diversidad de ecosistemas y gradientes ecológicos). Para ello se seleccionaron aquellas AP con más de 100 hectáreas de superficie (382 AP, cuya extensión comprende 22 492 197.6 hectáreas, 123 de jurisdicción federal, 247 estatal y 12 municipal; estas cubren 9.67, 1.76 y 0.049 por ciento de la República mexicana, respectivamente) (apéndice 16.2, en el (CD 3)), ecorregiones NIV (INEGI *et al.* 2007), tipos de vegetación presentes en la serie III (INEGI 2005a) de uso del suelo y vegetación, y los pisos altitudinales (29 pisos con intervalos de 200 m) generados a partir del modelo digital de elevación en formato reticulado de 1 km^2 de resolución. Todas las coberturas digitales fueron combinadas y analizadas con el programa ArcView versión 3.2.

Para la caracterización y priorización de las ecorregiones NIV se desarrollaron tres índices: el de importancia biológica (IIB), el de riesgo (IRI) y el de respuesta (IRE), los cuales incluyeron 39, 18 y 9 variables, respectivamente (cuadro 16.1). Las variables se seleccionaron en los talleres realizados en 2005 y 2006 considerando además la disponibilidad de información a la escala del estudio (CONABIO *et al.* 2007c).

Para la valoración de las ecorregiones para cada índice se tabularon los datos en cuyos renglones se ordenaron las ecorregiones ($j_{1\ldots n}$) y en las columnas las variables (x_i). Cada celda incluye el valor de la variable para cada ecorregión. Los valores originales (x_{ij}) de cada variable para cada ecorregión fueron normalizados (x'_{ij}), mediante la siguiente ecuación:

$$x'_{ij} = \frac{x_{ij}}{\sum_j^n x_{ij}} (100)$$

Posteriormente, los valores normalizados de las variables para cada ecorregión (x'_{ij}) fueron ponderados (x''_{ij}) asignándoles valores en escala geométrica (en particular, uno de tres posibles valores: 2, 4 y 8) en orden ascendente basado en la opinión de expertos participantes en los talleres organizados por la CONABIO, usando la siguiente fórmula:

$$x''_{ij} = x'_{ij} + P$$

donde P = valor de ponderación.

Tras la ponderación de los valores de las variables ambientales, se calcularon los tres índices IIB, IRI e IRE mediante la siguiente ecuación (de acuerdo con las variables indicadas en el cuadro 16.1):

$$\text{Índice} = \frac{\sum x''_{ij}}{N} (10)$$

donde N = número de variables.

Finalmente, se construyó un índice de prioridades (IPI) que relaciona el IIB y el IRI, mediante la siguiente ecuación:

$$\text{IPI} = \frac{\text{IIB} \times \text{IRI}}{100}$$

Ecorregiones prioritarias para la conservación

Se identificaron 96 ecorregiones NIV, cuya proporción de superficie varía de 0.002% a 9.1%, respecto a la superficie continental.[8] Las tres ecorregiones más extensas se ubican en la zona centro-noroeste del país, en la Sierra Madre Occidental y en el Altiplano mexicano. Por el contrario, son 69 las ecorregiones cuya cobertura individual es menor de 1% del territorio nacional, es decir, microambientes regionales con un alto número de especies endémicas (cuadro 16.2; véase CONABIO *et al.* 2007c, d).

La clasificación de la vegetación y uso del suelo de INEGI (2005a) incluye 47 tipos de vegetación natural primaria.

Cuadro 16.1 Ponderación de las variables utilizadas en los índices de importancia biológica (IIB), de riesgo (IRI) y de respuesta (IRE) en el análisis de representatividad de las ecorregiones terrestres

Índice	Variables	Ponderación
DE IMPORTANCIA BIOLÓGICA	Tipos de vegetación	4
	Porcentaje de vegetación total	4
	Tipos de vegetación primaria	8
	Porcentaje de vegetación primaria	8
	Pisos de elevación	8
	Géneros de plantas	8
	Géneros de plantas exclusivos de una ecorregión	8
	Plantas amenazadas (NOM-059)	2
	Plantas en peligro de extinción (NOM-059)	4
	Plantas amenazadas (NOM-059)	8
	Anfibios amenazados (NOM-059)	2
	Anfibios probablemente extintos en medio silvestre (NOM-059)	8
	Anfibios en peligro de extinción (NOM-059)	4
	Anfibios endémicos	8
	Anfibios restringidos*	8
	Anfibios total	8
	Anfibios exclusivos de una ecorregión	8
	Aves residentes amenazadas (NOM-059)	2
	Aves residentes en peligro de extinción (NOM-059)	4
	Aves residentes endémicas	8
	Aves residentes restringidas	8
	Aves residentes total	8
	Reptiles amenazados (NOM-059)	2
	Reptiles en peligro de extinción (NOM-059)	4
	Reptiles endémicos	8
	Reptiles restringidos	8
	Reptiles total	8
	Reptiles exclusivos de una ecorregión	8
	Mamíferos amenazados (NOM-059)	2
	Mamíferos probablemente extintos en medio silvestre (NOM-059)	8
	Mamíferos en peligro de extinción (NOM-059)	4
	Mamíferos endémicos	8
	Mamíferos restringidos	8
	Mamíferos total	8
	Mamíferos exclusivos de una ecorregión	8
	Porcentaje de RTP fuera de AP	4
	RTP fuera de AP	4
	Porcentaje de AICA fuera de AP	4
	AICA fuera de AP	4



Cuadro 16.1 [*concluye*]

Índice	Variables	Ponderación
DE RIESGO	Porcentaje de la media de puntos de calor 1999-2006	8
	Frecuencia de la media de puntos de calor 1999-2006	8
	Media fragmentación vegetación Serie II-Serie III	8
	Fragmentación densidad de parches ponderada	8
	Fragmentación área por parche ponderada	8
	Fragmentación agregación de parches ponderada	8
	Vegetación secundaria	8
	Porcentaje de vegetación secundaria	8
	Población total con marginación social, 2000	4
	Media marginación social, 2000	4
	Población humana total, 1995	2
	Población humana total, 2000	4
	Tasa de crecimiento poblacional, 1995-2000	8
	Densidad poblacional, 1995	2
	Densidad poblacional, 2000	4
	Longitud de caminos, km	4
	Densidad de carreteras, km / km^2	8
	Poblados aislados (> 5 km)	2
DE RESPUESTA	Áreas protegidas Ramsar	2
	Porcentaje Ramsar fuera de áreas protegidas	4
	Áreas protegidas MAB	2
	Porcentaje MAB fuera de áreas protegidas	4
	Porcentaje áreas protegidas Patrimonio Mundial	4
	Superficie (hectáreas) áreas protegidas Patrimonio Mundial	2
	Superficie (hectáreas) áreas protegidas (federales, estatales y municipales)	8
	Porcentaje áreas protegidas (federales, estatales y municipales)	8
	Áreas protegidas (federales, estatales y municipales)	4

Nota: véanse detalles en el texto y en el apéndice 16.3, en el (CD 3).
* En todos los casos, el término "restringido" se refiere a las especies del último cuartil de la curva del tamaño de las áreas de distribución para cada grupo.

Las ecorregiones con mayor superficie tienden a tener más tipos de vegetación primaria (véase Conabio *et al.* 2007c, d); no obstante, la ecorregión 13.3.1.1 en la Sierra Madre Oriental, que abarca cerca de 4 796 070 hectáreas (ubicada en el lugar 13 por su tamaño), es la que presenta una combinación de mayor número de tipos de vegetación natural (24). Por el contrario, la ecorregión 11.1.1.2, sierras y lomeríos con bosques de coníferas, encinos y mixtos en la Península de Baja California, con 6 050 hectáreas, registra un solo tipo de vegetación primaria (apéndice 16.3, en el (CD 3)).

Los vacíos y omisiones en conservación respecto a la cobertura de la vegetación natural primaria mostraron las 26 ecorregiones con menos de 0.05% de cobertura de vegetación primaria, situadas principalmente en Veracruz y el centro y sureste de la República. En contraste, dos ecorregiones, sierra con bosques de encinos, coníferas y mixtos (13.2.1.1) y planicies del centro del Desierto Chihuahuense con vegetación xerófila micrófilo-halófila (10.2.4.1) en la Sierra Madre Occidental y el Altiplano mexicano, cuentan con una cobertura de vegetación primaria superior a 9.5% (apéndice 16.3, en el (CD 3)). Las ecorregiones de

Cuadro 16.2 Cobertura de las áreas protegidas (federales, estatales y municipales) en las ecorregiones de NIV

Clave de la ecorregión de NIV	Nombre de la ecorregión de nivel IV	Superficie (hectáreas)	% de superficie respecto al territorio de México	AP (hectáreas)	% de vegetación en AP	AP por ecorregión de nivel IV
10.2.2.2	Humedales costeros del oriente del Mar de Cortés	67 916	0.04	0	0	0
10.2.2.3	Humedales costeros del poniente del Mar de Cortés	11 288	0.01	0	0	0
10.2.2.5	Islas del Desierto Sonorense con matorral xerófilo micrófilo-sarcocaule	3 169	0.002	0	0	0
10.2.4.3	Planicie aluvial de la cuenca del Río Bravo-La Cochina con vegetación xerófila	355 865	0.2	0	0	0
11.1.1.2	Sierras y lomeríos con bosques de coníferas, encinos y mixtos	6 050	0.00	0	0	0
13.5.2.3	Bosque mesófilo de montaña de las sierras del sur de Oaxaca	308 304	0.2	0	0	0
13.5.2.4	Bosque mesófilo de montaña de las sierras de Guerrero	231 924	0.1	0	0	0
14.1.2.4	Lomeríos y planicies con selva baja caducifolia (del sureste de Xalapa)	345 350	0.2	0	0	0
14.5.1.1	Planicie costera del Istmo con selva baja espinosa	317 481	0.2	0	0	0
15.5.1.1	Humedales de la planicie aluvial del Río Grande de Santiago	235 633	0.1	0	0	0
15.5.1.2	Planicie con selva espinosa	164 537	0.09	0	0	0
14.3.1.2	Planicie costera sinaloense con selva baja espinosa	1 168 154	0.6	40	0.003	2
10.2.2.8	Planicies aluviales de los ríos Yaqui, Mayo y Fuerte con matorral y mezquital xerófilos	1 651 087	0.9	280	0.02	1
10.2.3.5	Sistema de sierras del corredor de La Giganta con vegetación xerófila y subtropical	1 131 361	0.6	966	0.09	1
15.1.2.2	Lomeríos del norte de Veracruz con selva mediana subperennifolia	1 351 005	0.7	1 592	0.1	4
13.5.1.1	Bosques de coníferas, encinos y mixtos de la Sierra Madre del Sur de Michoacán	900 822	0.5	1 690	0.2	3
14.4.3.3	Valles Centrales de Oaxaca con mezquital, selva baja caducifolia y bosque de encino	379 831	0.2	1 075	0.3	1
14.5.1.2	Cañón y lomeríos de Tehuantepec con selva baja caducifolia	858 476	0.4	3 086	0.4	1
10.2.2.4	Humedales de las desembocaduras de los ríos Mayo y Yaqui	181 272	0.09	857	0.5	4
15.5.2.1	Humedales de la costa de Vallarta	4 394	0.002	22	0.5	1
15.1.1.2	Selva alta perennifolia de la planicie costera del Golfo	3 778 309	2.0	30 981	0.8	24
12.1.2.1	Piedemontes y planicies con pastizal, matorral xerófilo y bosques de encinos y coníferas	12 918 662	6.7	108 891	0.8	10
10.2.2.7	Desierto Central Sonorense	3 063 275	1.6	28 266	0.9	2
13.6.2.1	Bosques de coníferas, encinos y mixtos de Los Altos de Chiapas	1 050 832	0.5	10 516	1.0	5
14.5.2.3	Planicie costera y lomeríos del Pacífico sur con selva baja caducifolia	3 426 973	1.8	37 654	1.1	12
14.3.1.1	Humedales de Sinaloa	307 414	0.2	3 771	1.2	6
13.5.2.2	Bosque mesófilo de montaña del norte de Oaxaca	640 105	0.3	8 463	1.3	1
14.5.2.4	Lomeríos con selva mediana caducifolia del sur de Oaxaca	886 735	0.5	11 736	1.3	2
15.2.1.1	Planicie central yucateca con selva mediana subcaducifolia	4 234 030	2.2	62 307	1.5	8
12.2.1.1	Planicie interior con mezquital	988 150	0.5	14 988	1.5	13
9.6.1.1	Planicie interior tamaulipeca con matorral xerófilo	6 590 056	3.4	107 840	1.6	8



Cuadro 16.2 [*continúa*]

Clave de la ecorregión de NIV	Nombre de la ecorregión de nivel IV	Superficie (hectáreas)	% de superficie respecto al territorio de México	AP (hectáreas)	% de vegetación en AP	AP por ecorregión de nivel IV
15.1.2.3	Lomeríos del norte de Veracruz con selva mediana y alta perennifolia	1 404 211	0.7	27 323	1.9	8
14.1.2.2	Selva baja caducifolia y bosque de encino de la Sierra de Dientes de Moreno	639 767	0.3	12 717	2.0	1
13.4.1.2	Planicies interiores y piedemontes con pastizal, matorral xerófilo y selvas bajas	699 930	0.4	15 843	2.3	34
14.1.1.1	Humedales del Pánuco	162 181	0.08	3 776	2.3	3
14.3.2.1	Lomeríos con matorral xerófilo y selva baja caducifolia de Sinaloa y Sonora	7 820 327	4.0	194 532	2.5	8
14.1.1.2	Planicie costera con selva baja espinosa	2 331 759	1.2	59 061	2.5	4
11.1.3.1	Sierras y lomeríos con bosques de coníferas, encinos y mixtos (de Juárez)	113 798	0.06	3 079	2.7	1
10.2.4.7	Planicies del Altiplano Zacatecano-Potosino con matorral xerófilo micrófilo-crasicaule	7 369 474	3.8	204 857	2.8	23
13.5.2.1	Sierras con bosques de coníferas, encinos y mixtos de Guerrero y Oaxaca	6 152 681	3.2	179 395	2.9	3
13.6.2.2	Bosque mesófilo de montaña de Los Altos de Chiapas	637 073	0.3	2 125	3.3	4
14.1.2.1	Sierra Martínez con selva mediana caducifolia	127 275	0.07	4 234	3.3	1
10.2.4.1	Planicies del centro del Desierto Chihuahuense con vegetación xerófila micrófilo-halófila	15 767 680	8.2	545 469	3.5	8
14.4.2.1	Depresión de Chiapas con selva baja caducifolia y mediana subcaducifolia	1 338 125	0.7	47 199	3.5	13
14.4.1.1	Depresión del Balsas con selva baja caducifolia y matorral xerófilo	6 501 855	3.4	253 581	3.9	23
10.2.4.6	Lomeríos y sierras bajas del Desierto Chihuahuense sur con matorral xerófilo micrófilo-rosetófilo	2 639 999	1.4	105 113	4.0	7
12.1.1.1	Lomeríos y planicies con matorral xerófilo, pastizal y elevaciones aisladas con bosques de encinos y coníferas	3 206 424	1.7	146 549	4.6	6
9.5.1.2	Planicie costera tamaulipeca con vegetación xerófila o sin vegetación aparente	1 173 783	0.6	54 131	4.6	2
14.2.1.2	Planicie noroccidental con selva baja caducifolia	869 517	0.4	40 186	4.6	6
15.2.2.2	Planicie con selva mediana y alta subperennifolia	2 085 281	1.1	104 078	5.0	8
12.2.1.2	Lomeríos y planicies del Altiplano con matorral xerófilo y pastizal	5 528 202	2.9	296 370	5.4	44
14.5.2.1	Humedales del Pacífico sur mexicano	118 557	0.06	6 701	5.7	3
13.5.1.2	Valles y piedemonte con selvas bajas, mezquitales y bosques de encino	20 300	0.01	1 203	5.9	1
13.4.1.1	Humedales lacustres del interior	228 383	0.1	13 827	6.1	26
13.3.1.2	Sierra con bosque mesófilo de montaña	393 596	0.2	25 288	6.4	2
14.1.2.3	Lomeríos y planicies con selva baja caducifolia (de la Sierra de Cucharas)	828 415	0.4	53 717	6.5	4
11.1.1.3	Lomeríos y planicies con matorral xerófilo y chaparral	2 277 045	1.2	153 237	6.7	3
13.4.2.1	Planicies interiores y piedemontes con pastizal, matorral xerófilo y selvas bajas	406 204	0.2	33 000	8.1	5



Cuadro 16.2 [*continúa*]

Clave de la ecorregión de NIV	Nombre de la ecorregión de nivel IV	Superficie (hectáreas)	% de superficie respecto al territorio de México	AP (hectáreas)	% de vegetación en AP	AP por ecorregión de nivel IV
15.1.2.1	Humedales del norte de Veracruz	46 400	0.02	3 981	8.6	1
13.2.1.1	Sierra con bosques de coníferas, encinos y mixtos	17 535 234	9.1	1 603 907	9.1	24
14.6.1.1	Planicie y lomeríos con selva baja caducifolia y matorral xerófilo	742 731	0.4	74 911	10.1	4
10.2.4.2	Lomeríos y sierras bajas del Desierto Chihuahuense norte con matorral xerófilo micrófilo-rosetófilo	6 652 432	3.4	762 905	11.5	12
15.1.2.4	Selva alta perennifolia de la vertiente del Golfo de la Sierra Madre del Sur	4 499 237	2.3	545 805	12.1	16
13.4.2.4	Sierra con bosque mesófilo de montaña	361 883	0.2	44 908	12.4	18
9.6.1.2	Lomeríos y sierras con matorral xerófilo y bosques de encino	2 549 871	1.3	343 818	13.5	13
15.6.1.2	Planicie costera y lomeríos con selva alta perennifolia	912 300	0.5	129 162	14.2	16
10.2.2.6	Desiertos del Alto Golfo (Altar, El Pinacate, corredor Mexicali-San Felipe, cuencas de Asunción, Sonoyta y San Ignacio-Aribaipa)	6 465 017	3.3	931 117	14.4	4
13.6.1.1	Sierra Madre Centroamericana con bosques de coníferas, encinos y mixtos	802 945	0.4	130 816	16.3	10
13.4.2.2	Lomeríos y sierras con bosques de coníferas, encinos y mixtos	6 548 161	3.4	1 075 994	16.4	172
10.2.4.8	Elevaciones aisladas y plegamientos del Altiplano Zacatecano-Potosino con vegetación xerófila, bosques de coníferas, de encino y mixtos	186 019	0.1	32 798	17.6	2
15.5.2.2	Planicie y lomeríos con selva mediana subperennifolia del occidente	760 006	0.4	148 773	19.6	3
14.3.2.2	Cañones con selva baja caducifolia de la Sierra Madre Occidental	1 364 605	0.7	278 687	20.4	10
13.5.1.3	Sierras del occidente de Jalisco con bosques de coníferas, encinos y mixtos	890 120	0.5	187 706	21.1	2
13.3.1.1	Sierra con bosques de encinos, coníferas y mixtos	4 796 070	2.5	1 190 439	24.8	27
15.2.3.1	Lomeríos del sur de Yucatán con selva alta y mediana subperennifolia	4 791 389	2.5	1 329 778	27.8	6
14.4.3.2	Valle de Tehuacán con matorral xerófilo	497 136	0.3	157 807	31.7	1
10.2.3.2	Planicies y lomeríos costeros bajacalifornianos del Mar de Cortés con matorral xerófilo sarco-sarcocrasicaule	1 124 780	0.6	390 373	34.7	3
14.3.1.3	Lomeríos de la planicie de Sinaloa con selva baja caducifolia	47 769	0.02	16 747	35.1	1
15.1.1.1	Humedales del sur del Golfo de México	1 824 256	0.9	679 838	37.3	6
15.3.1.1	Sierra de Los Tuxtlas con selva alta perennifolia	407 503	0.2	156 408	38.4	2
13.5.1.4	Sierras del occidente de Jalisco con bosque mesófilo de montaña	216 317	0.1	84 812	39.2	2
10.2.4.5	Valles endorreicos de Cuatrociénegas con vegetación xerófila micrófilo-halófila-gipsófila	328 854	0.2	132 167	40.2	2
10.2.3.3	Planicies y lomeríos de los desiertos de El Vizcaíno y Magdalena con vegetación xerófila sarco-sarcocrasicaule y halófila	3 742 402	1.9	1 564 033	41.8	5
15.6.1.1	Humedales del Soconusco	205 869	0.1	89 754	43.6	3
13.6.1.2	Sierra Madre Centroamericana con bosque mesófilo de montaña	297 042	0.2	153 720	51.8	8



Cuadro 16.2 [*concluye*]

Clave de la ecorregión de NIV	Nombre de la ecorregión de nivel IV	Superficie (hectáreas)	% de superficie respecto al territorio de México	AP (hectáreas)	% de vegetación en AP	AP por ecorregión de nivel IV
10.2.4.4	Elevaciones mayores del Desierto Chihuahuense con vegetación xerófila, bosques de coníferas, de encinos y mixtos	1 220 104	0.6	636 320	52.2	5
10.2.2.1	Humedales del delta del Río Colorado	391 673	0.2	231 506	59.1	1
11.1.3.2	Sierras y lomeríos con bosques de coníferas, encinos y mixtos (de San Pedro Mártir)	72 152	0.04	47 900	66.4	1
14.4.3.1	Depresión de La Cañada con selva baja caducifolia y matorral xerófilo	234 667	0.1	159 064	67.8	1
9.5.1.1	Humedales de la Laguna Madre	346 597	0.2	237 771	68.6	1
14.2.1.1	Humedales del norte de Yucatán	345 698	0.2	238 475	69.0	5
14.6.2.1	Sierra con bosques de encino y coníferas	53 390	0.03	37 182	69.6	1
15.2.2.1	Humedales del Caribe mexicano	778 137	0.4	572 381	73.6	12
10.2.3.4	Humedales costeros del Pacífico bajacaliforniano	552 864	0.3	446 314	80.7	5
10.2.3.1	Planicies y sierras del Desierto Central Bajacaliforniano con matorral xerófilo sarcocrasicaule y rosetófilo	2 417 542	1.2	2 082 476	86.1	2
13.4.2.3	Sierras con pradera de alta montaña y sin vegetación aparente	27 411	0.01	25 783	94.1	6
	Total	**193 436 885**	**100**	**19 996 948**	**10.3**	

menor tamaño tienen una menor superficie proporcional de vegetación primaria, en relación con las ecorregiones más grandes, lo que tiene importantes consecuencias para lograr la representatividad de hábitats y paisajes de las mismas, en buen estado de conservación (véase Conabio *et al.* 2007c, d).

La ecorregión 13.4.2.2, sierras y lomeríos con bosques de coníferas, encinos y mixtos en el Eje Neovolcánico Transversal, que cubre 3.4% del territorio nacional, tiene el mayor gradiente de elevación del país con 4 800 metros, es decir, incluye 24 de los 29 pisos altitudinales de México. Por el contrario, son 12 las ecorregiones con un solo piso altitudinal, cuya extensión representa 2% del territorio nacional, y están situadas en el sureste del país (Conabio *et al.* 2007c, d).

En cuanto a la representatividad de las ecorregiones en las AP (cuadro 16.2 y Fig. 16.3), 34 de las 96 ecorregiones NIV de México, cuya extensión equivale a 25.04% del país, están protegidas por AP en proporciones que rebasan el umbral de 12% (que es el porcentaje de la superficie nacional protegida).

En cuanto a los vacíos en conservación hay 11 ecorregiones, cuya extensión suma *ca.* de 1% del territorio nacional, que no están representadas en la red de AP; mientras que 50 ecorregiones, que cubren 68.7% del territorio nacional, son omisiones de conservación con diferentes niveles de subrepresentación que varían de 0.00345 a 10.85 por ciento. De estas, 12 representan omisiones de muy alta prioridad (<1% de su superficie protegida), 17 son de alta prioridad (>1% a <3%), 11 son de prioridad media alta (>3% a <5.5%), seis de baja prioridad (>5.5 a <8%) y cuatro de muy baja prioridad (>8 a <11%), una casi al límite del umbral de 12% (11.46%). La figura 16.3b muestra que no hay tendencia que relacione el tamaño de la ecorregión con la proporción de superficie protegida por AP.

Respecto a los pisos altitudinales de México y su cobertura con AP, las categorías de elevación cuya cobertura en AP está por encima del porcentaje de 12% del territorio protegido, cubren 86 235 703 hectáreas, lo que equivale a 44.5% del territorio de México. Por otra parte, 10 pisos entre los intervalos altitudinales de −49 a 0 m, 400 a 600 m y 1 000 a 2 600 m (que suman 107 629 496 hectáreas de superficie, es decir, 55.5% del territorio nacional), son omisiones de conservación con diferentes niveles de subrepresentación, entre 0.3 y 11 por ciento. Las zonas localizadas por encima de 2 600 m están protegidas más allá del umbral de 12%, mientras que la superficie a elevaciones mayores a 4 000 m (16 504 hectáreas, 0.009% del país), están comprendidas en su totalidad dentro de AP (Conabio *et al.* 2007c, d).

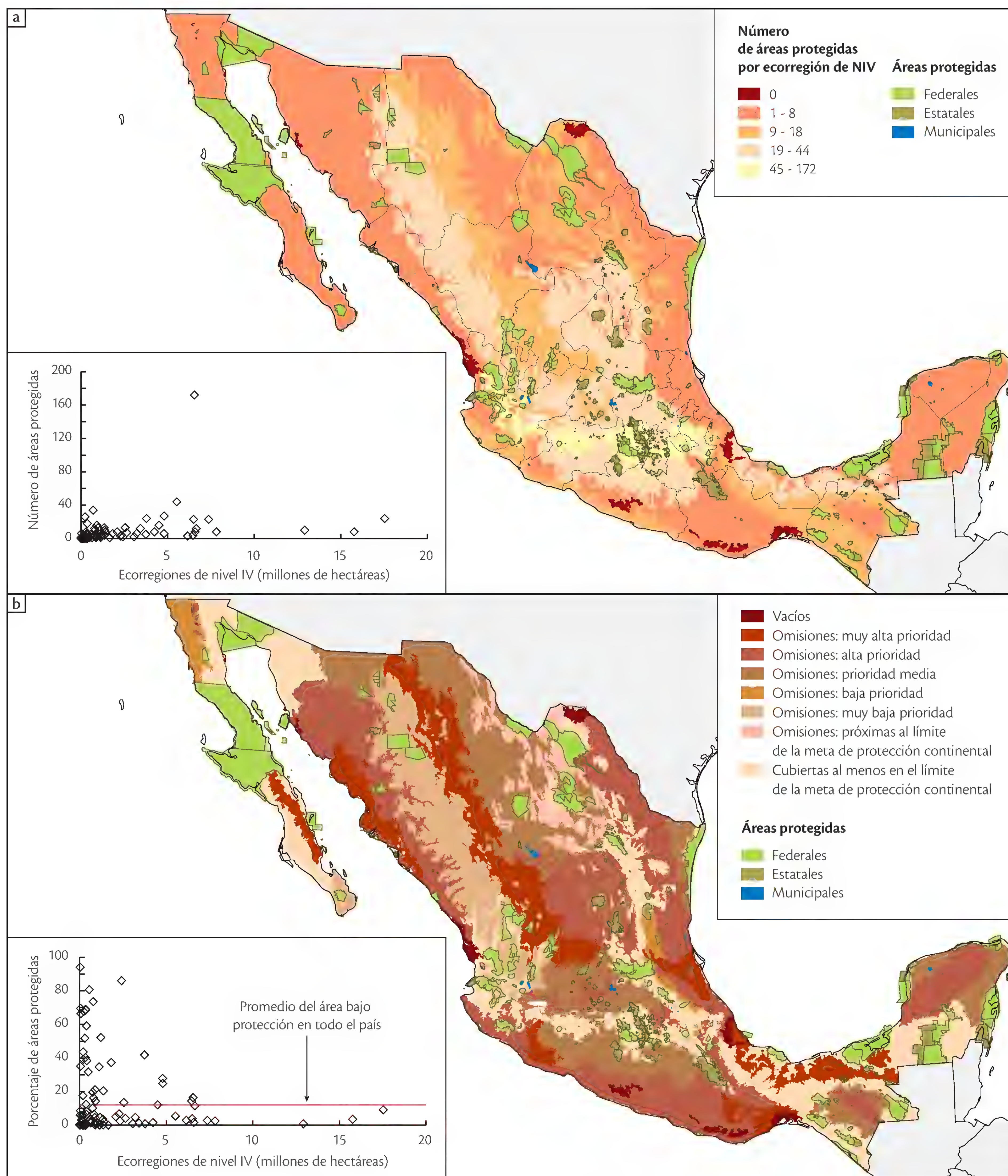


Figura 16.3 Clasificación de las ecorregiones de nivel IV con base en ***(a)*** el número de AP; los tonos rojos más oscuros indican ecorregiones con bajo número de AP mientras que los más claros indican un mayor número de AP por ecorregión, y ***(b)*** proporción de territorio con AP, respecto a la superficie nacional continental; los tonos rojos más oscuros indican vacíos y omisiones de la mayor prioridad (coberturas menores de 1% de la superficie de la ecorregión); los tonos más claros representan distintos niveles de prioridad, con base en la proporción protegida de cada ecorregión. Los tonos verdes y azul indican las ecorregiones con niveles de protección por encima de 12% (véanse detalles en el texto y en el apéndice 16.3, en el CD 3).

El IIB arrojó valores de 63.3 a 102.4 para las 96 ecorregiones del país. Las 10 ecorregiones con los valores más altos del IIB representan 32.6% del territorio nacional y se ubican principalmente en las cadenas montañosas de todo el país (Conabio *et al.* 2007c, d), así como en las planicies del centro del Desierto Chihuahuense con vegetación xerófila micrófilo-halófila (10.2.4.1); en la Depresión del Balsas con selva baja caducifolia y matorrales xerófilos (14.4.1.1), y en la selva alta perennifolia de la vertiente del Golfo de la Sierra Madre del Sur (15.1.2.4). Por otro lado, las 10 ecorregiones con los valores más bajos del IIB para este índice, son pequeñas ecorregiones que cubren menos de 1% de la superficie del país y se sitúan principalmente en la Península de Baja California (Fig. 16.4; apéndice 16.3, en el (CP 3)), lo cual nos indica el sesgo existente en las variables utilizadas, ya que es conocida la alta proporción de plantas endémicas en la región (Garcillán *et al.* 2003; Riemann y Ezcurra 2005).

La figura 16.4a muestra que las ecorregiones más grandes tienden a tener valores del IIB más altos, lo cual a pesar de la normalización de los valores de las variables, se ve afectado por el conocido patrón de la relación riqueza de especies-área (SAR, por sus siglas en inglés).

La categorización de las ecorregiones con el IRI mues-

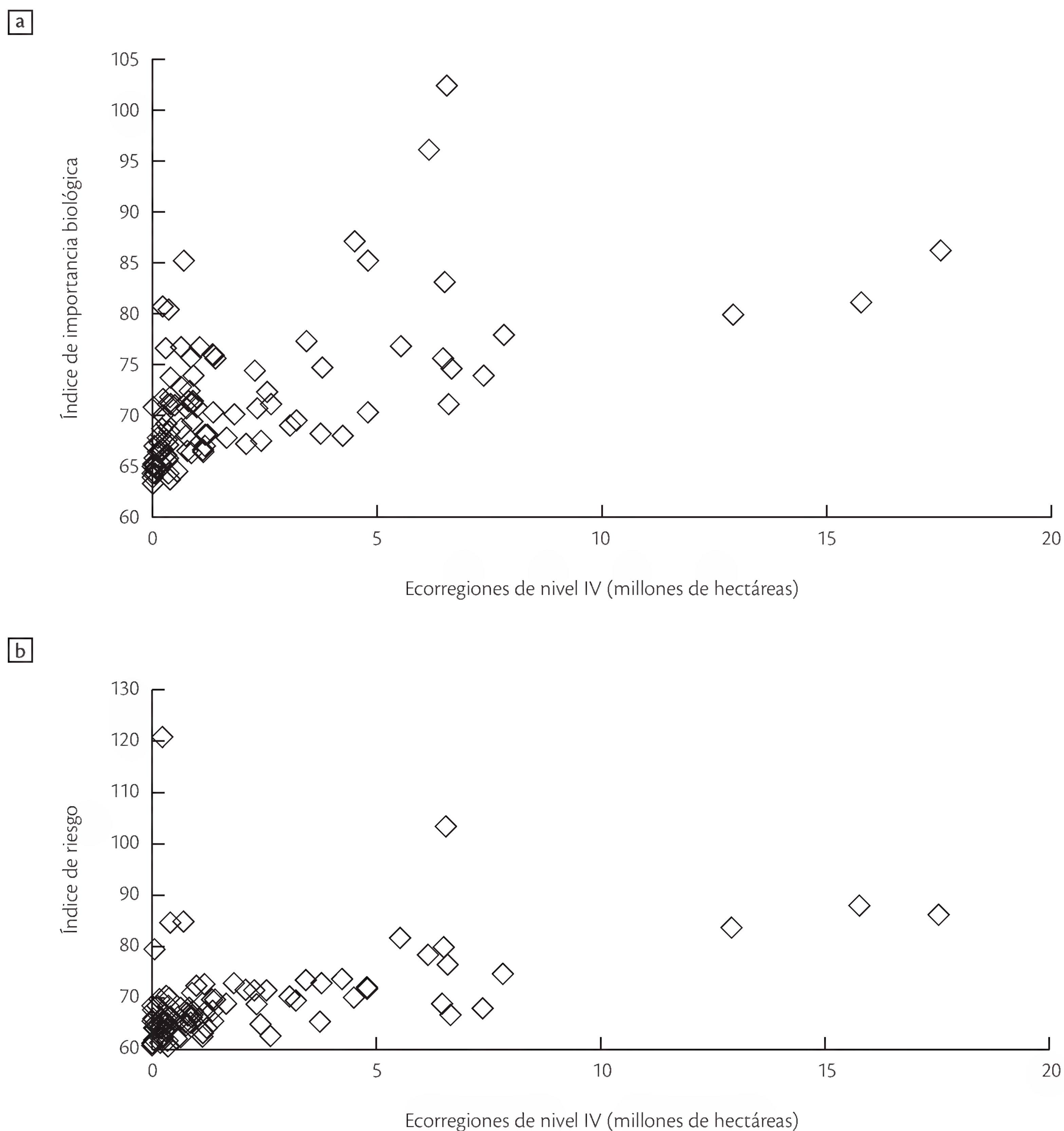


Figura 16.4 Relación del área de la ecorregión con los valores ***(a)*** del índice de importancia biológica (IIB) y ***(b)*** del índice de riesgo (IRI) (véanse detalles en Conabio *et al.* 2007c, d).

tra una mayor variación y no está relacionada con el tamaño de la misma (Fig. 16.4b; apéndice 16.3, en el (CD 3)). Las 10 ecorregiones con mayores valores del IRI representan 34.2% del territorio nacional y se ubican principalmente sobre la Sierra Madre Occidental, la porción central norte del Altiplano mexicano, el Eje Neovolcánico, en particular los humedales lacustres del interior (13.4.4.1), y la Depresión del Balsas (14.4.1.1).

Por otra parte, las 10 ecorregiones con menores valores del IRI se ubican principalmente en la Península de Baja California, al norte de Coahuila y en la Laguna Madre en Tamaulipas, y representan apenas 1% del territorio nacional (CONABIO *et al.* 2007c, d; apéndice 16.3, en el (CD 3)).

El IPI, que relaciona la importancia biológica y el riesgo, mostró valores de 39 a 105.8. Las 10 ecorregiones más importantes para este índice cubren 37.4% del territorio nacional: lomeríos y sierras con bosques de coníferas, encinos y mixtos (13.4.2.2) y los humedales lacustres del interior (13.4.1.1) dentro del Eje Neovolcánico Transversal, así como los lomeríos y planicies del Altiplano con matorral xerófilo y pastizal (12.2.1.2). Las planicies interiores y piedemontes con pastizal, matorral xerófilo y selvas bajas (13.4.2.1) del centro y poniente del país, no obstante que no figuran entre las 10 más importantes desde el punto de vista biológico, por su alto nivel de riesgo, tienen algunos de los valores más altos del IPI (figura 16.5; apéndice 16.3, en el (CD 3)).

Vacíos y omisiones de conservación en las ecorregiones

La ecorregión lomeríos y sierras con bosques de coníferas, encinos y mixtos (13.4.2.2.) del Eje Neovolcánico Transversal, cuya extensión ocupa 3.4% del país, tiene el mayor número de áreas protegidas (172), mientras que 64 ecorregiones cuya extensión total corresponde a 52% del territorio nacional tienen, cada una, menos de 10 AP.

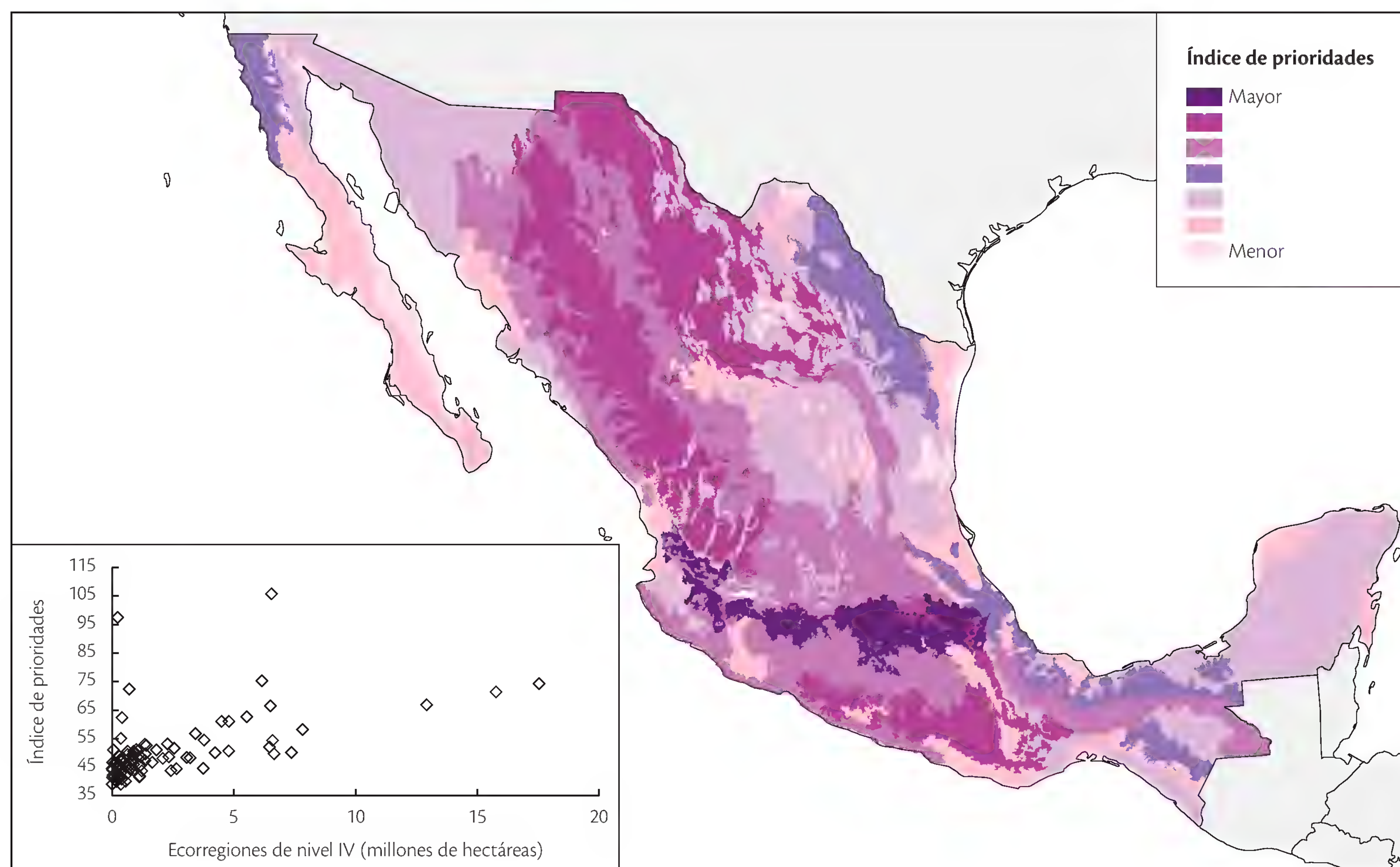


Figura 16.5 Clasificación de las ecorregiones de nivel IV con base en el índice de prioridades [IPI = (IIB × IRI) / 100]. Los tonos más oscuros indican mayor prioridad relacionando la importancia biológica con relación a las amenazas que enfrenta el sitio. Véanse detalles de variables y su ponderación en el apéndice 16.3 ((CD 3)). (Se presenta una versión actualizada del publicado en CONABIO *et al.* 2007c, d).

Las 10 ecorregiones sin protección en AP, representan 1% del territorio del país (cuadro 16.3; CONABIO *et al.* 2007c, d).

El IRE categoriza las ecorregiones con base en las políticas de conservación que han sido implementadas (*i.e.*, número y superficie de AP), así como el reconocimiento de sitios de gran relevancia (*i.e.*, reservas MAB, sitios Ramsar, entre otros). Las 10 ecorregiones que mostraron los mayores valores para este índice cubren 28 014 459 hectáreas, es decir 14.3% del país, y se localizan principalmente en la Península de Baja California, el Eje Neovolcánico, las costas de los estados de Quintana Roo y Yucatán, así como la Sierra Madre Oriental. En contraste, las 10 ecorregiones con los valores más bajos del índice de respuesta corresponden principalmente a humedales costeros, selvas bajas caducifolias y bosques mesófilos de montaña, los cuales suman 4 160 366 hectáreas, equivalente a 2.1% del territorio nacional (Fig. 16.6 y apéndice 16.3, en el CD 3). Estos ecosistemas han sido ampliamente reconocidos como vacíos de conservación. Cabe aclarar que si bien se observan valores altos del IRE en el Eje Neovolcánico, esta región destaca también por los altos valores del IRI, lo que sugiere que existen importantes retos para la conservación en esta región.

Los análisis muestran que para algunas ecorregiones el nivel de respuesta no corresponde a su importancia biológica o grado de riesgo (apéndice 16.3, en el CD 3); tal es el caso de los humedales del Caribe mexicano (15.2.2.1) en el estado de Quintana Roo y los humedales costeros del Pacífico de Baja California, de las desembocaduras de los ríos Mayo y Yaqui en Sonora.

Los índices propuestos para México son comparables con los propuestos por Burgess y colaboradores (2006), quienes determinaron las prioridades de conservación para las 119 ecorregiones del continente africano. Para esto identificaron los niveles de representatividad de los biomas por ecorregión y desarrollaron dos índices: uno de distintividad, basado en los niveles de riqueza de especies, grado de endemismos, condición de las ecorregiones y sus atributos según la opinión de expertos. El segundo, sobre el estado de conservación, se usó para evaluar para cada ecorregión sus características de pérdida de hábitat, hábitat remanente y grado de protección legal, es decir, superficie en AP.

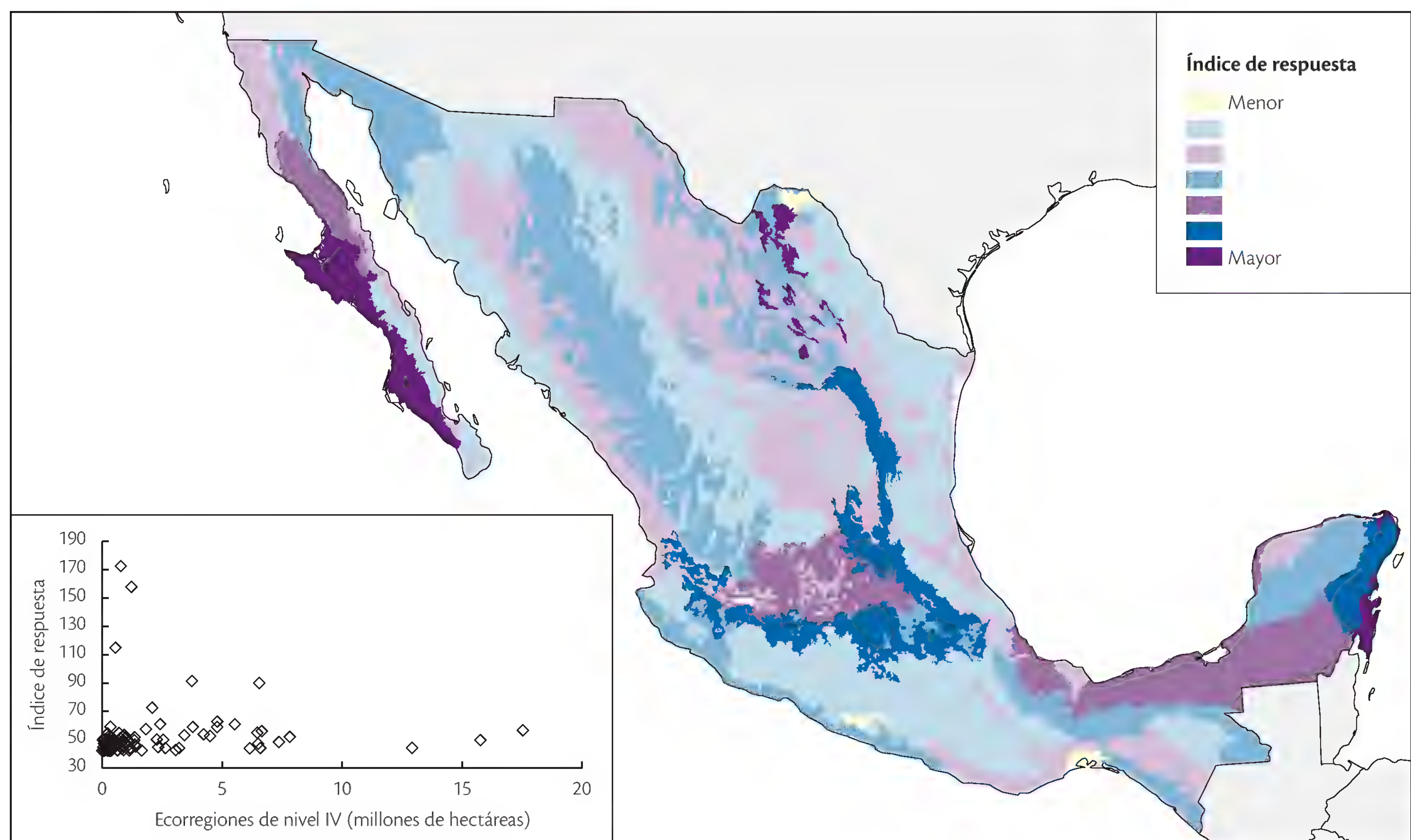


Figura 16.6 Clasificación de las ecorregiones del nivel IV con base en el índice de respuesta (IRE). En este caso, los valores más bajos se presentan en tonos más claros, y son las ecorregiones que requieren mayor atención para su protección.

Cuadro 16.3 Cobertura de las áreas protegidas (federales, estatales y municipales) en los tipos de vegetación

Tipo de vegetación	Superficie del territorio de México (hectáreas)	AP (hectáreas)	Porcentaje de cobertura en AP	AP
Bosque de galería secundario	719	0	0	0
Matorral de coníferas primario	649	0	0	0
Matorral rosetófilo costero secundario	23 994	0	0	0
Matorral sarcocrasicaule de neblina secundario	3 198	0	0	0
Matorral sarcocrasicaule secundario	21 101	0	0	0
Pastizal gipsófilo secundario	88	0	0	0
Sabanoide n.d.	144 084	0	0	0
Selva de galería secundaria	1 159	0	0	0
Selva mediana perennifolia secundaria	351	0	0	0
Vegetación de desiertos arenosos secundaria	1 465	0	0	0
Matorral desértico rosetófilo secundario	344 595	2 463	0.7	3
Matorral subtropical primario	996 637	8 488	0.9	1
Vegetación halófila secundaria	188 246	1 702	0.9	3
Selva mediana caducifolia secundaria	971 106	13 168	1.4	8
Mezquital primario	2 515 086	36 150	1.4	23
Selva baja espinosa caducifolia secundaria	505 663	7 543	1.5	3
Pastizal natural secundario	3 974 559	70 194	1.8	14
Matorral espinoso tamaulipeco secundario	856 553	16 221	1.9	4
Matorral desértico micrófilo secundario	1 979 148	40 798	2.1	19
Mezquital secundario	423 750	10 180	2.4	7
Selva baja perennifolia secundaria	4 376	133	3.0	1
Matorral sarcocrasicaule de neblina primario	564 535	20 270	3.6	1
Pastizal natural primario	6 323 708	227 280	3.6	32
Matorral espinoso tamaulipeco primario	2 554 278	95 789	3.8	9
Selva baja subcaducifolia secundaria	30 000	1 229	4.1	3
Matorral subtropical secundario	336 955	14 788	4.4	1
Bosque inducido n.d.	4 825	228	4.7	1
Palmar inducido n.d.	105 082	5 129	4.9	5
Matorral crasicaule secundario	354 745	18 410	5.2	10
Bosque de pino-encino secundario	3 075 555	165 085	5.4	55
Pastizal halófilo primario	1 823 229	97 904	5.4	16
Selva baja espinosa caducifolia primaria	238 772	13 836	5.8	5
Bosque mesófilo de montaña secundario	955 613	56 233	5.9	24
Bosque de táscate primario	158 683	9 519	6.0	10
Matorral desértico micrófilo primario	19 537 090	1 190 502	6.1	34
Bosque de galería primario	20 624	1 316	6.4	6
Selva mediana subcaducifolia secundaria	4 237 799	271 530	6.4	24
Selva baja caducifolia secundaria	7 849 396	504 945	6.4	87
Vegetación gipsófila primaria	46 034	3 096	6.7	1



Cuadro 16.3 [*continúa*]

Tipo de vegetación	Superficie del territorio de México (hectáreas)	AP (hectáreas)	Porcentaje de cobertura en AP	AP
Selva baja subperennifolia secundaria	11 456	803	7.0	1
Pastizal halófilo secundario	148 924	11 334	7.6	2
Bosque de pino secundario	2 233 185	174 905	7.8	57
Bosque de pino primario	5 219 404	409 176	7.8	82
Pastizal inducido n.d.	6 334 485	502 948	7.9	183
Chaparral secundario	288 353	25 444	8.8	4
Selva baja caducifolia primaria	6 643 847	594 297	8.9	37
Selva alta perennifolia secundaria	2 021 792	188 503	9.3	24
Manglar secundario	64 447	6 061	9.4	9
Bosque de cedro primario	2 148	213	9.9	1
Matorral crasicaule primario	1 205 357	123 941	10.3	36
Selva mediana caducifolia primaria	138 244	15 844	11.5	3
Bosque de encino-pino secundario	1 257 981	154 654	12.3	37
Sabana primaria	207 525	25 585	12.3	7
Bosque de encino primario	6 879 257	858 612	12.5	118
Bosque de pino-encino primario	5 733 148	716 590	12.5	93
Palmar natural primario	11 449	1 518	13.3	2
Matorral desértico rosetófilo primario	10 209 732	1 381 924	13.5	32
Chaparral n.d.	1 802 081	246 501	13.7	12
Bosque de ayarín primario	26 386	3 624	13.7	4
Selva mediana subperennifolia secundaria	4 160 333	571 695	13.7	29
Bosque de encino secundario	4 362 597	599 654	13.7	104
Pastizal gipsófilo primario	45 229	6 628	14.7	1
Matorral submontano secundario	437 236	64 543	14.8	12
Bosque de ayarín secundario	13 621	2 117	15.5	1
Bosque de encino-pino primario	3 048 387	484 281	15.9	80
Bosque mesófilo de montaña primario	869 419	157 838	18.2	32
Matorral sarcocaule secundario	98 049	18 325	18.7	3
Bosque de táscate secundario	174 884	33 157	19.0	7
Vegetación de galería primaria	136 639	29 096	21.3	7
Selva baja perennifolia primaria	42 396	9 347	22.0	3
Matorral submontano primario	2 389 509	538 548	22.5	26
Selva baja espinosa subperennifolia secundaria	584 789	132 977	22.7	11
Matorral sarcocaule primario	5 033 235	1 230 780	24.5	13
Selva alta perennifolia primaria	1 417 340	396 077	27.9	18
Selva mediana subcaducifolia primaria	408 909	116 156	28.4	15
Selva alta subperennifolia secundaria	100 013	30 004	30.0	2
Selva mediana subperennifolia primaria	1 593 656	498 809	31.3	22
Matorral rosetófilo costero primario	407 805	139 419	34.2	1



Cuadro 16.3 [*concluye*]

Tipo de vegetación	Superficie del territorio de México (hectáreas)	AP (hectáreas)	Porcentaje de cobertura en AP	AP
Vegetación halófila primaria	2 743 543	994 380	36.2	29
Selva de galería primaria	3 781	1 415	37.4	4
Vegetación de desiertos arenosos primaria	2 158 605	827 802	38.3	6
Vegetación de dunas costeras primaria	108 136	41 904	38.8	15
Selva baja subcaducifolia primaria	40 756	18 248	44.8	6
Popal n.d.	131 656	59 388	45.1	4
Selva baja espinosa subperennifolia primaria	438 048	234 741	53.6	11
Manglar primario	784 393	420 955	53.7	35
Matorral sarcocrasicaule primario	2 197 661	1 181 002	53.7	6
Palmar natural secundario	1 567	845	53.9	1
Tular n.d.	932 826	518 162	55.5	36
Bosque de oyamel secundario	16 882	9 412	55.8	12
Bosque de oyamel primario	125 382	74 839	59.7	36
Selva alta subperennifolia primaria	60 864	56 297	92.5	2
Vegetación de petén primaria	40 920	38 492	94.1	6
Pradera de alta montaña primaria	16 583	16 241	97.9	10
Selva mediana perennifolia primaria	285	280	98.3	1
Matorral de coníferas secundario	326	325	99.6	2
Vegetación de petén secundaria	4 036	4 034	99.9	1
Total para la superficie continental de México	**146 742 947**	**17 904 819**	**12.2**	

Fuente: INEGI (2005a).
n.d.: estado de la vegetación no determinado.

16.2.4 Análisis de optimización con base en la selección de objetos de conservación y amenazas a la biodiversidad terrestre

Se decidió identificar los sitios prioritarios primero y después evaluar el grado en que las AP los cubren o no, para tener una visión nacional independiente de la declaratoria de las AP, que como en todos los países ha sido casuística y sin considerar lo que ya estaba presente en otras AP (no sistemática). Por otra parte, tener una priorización con un método repetible basado en información actualizada fue considerado como un resultado fundamental que pueda guiar otras políticas ambientales independientes de las AP. El compromiso de evaluar la protección y viabilidad de la biodiversidad está pensado para ser llevado a cabo de manera adaptativa y el paso siguiente será desarrollar los análisis de vacíos y omisiones en conservación usando las AP como "sitios semilla", es decir, seleccionadas previamente como sitios de interés para optimizar la complementariedad al diseñar nuevas AP o apoyar las existentes.

Métodos

Se llevaron a cabo cinco talleres de especialistas durante 2005 y 2006 en los cuales se discutieron los siguientes puntos para el proceso del análisis (Conabio *et al.* 2007c, d):

Escala y algoritmo de optimización

Se llevaron a cabo los análisis con el programa Marxan, versión 1.8 (Ball 2000; Ball y Possingham 2000), utilizando el algoritmo llamado templado simulado[9] con una rejilla de 8 045 hexágonos de 256 km^2, que permitió tener unidades homogéneas para el muestreo y la planeación. La resolución de la retícula se decidió de acuerdo con la

factibilidad de los análisis y calidad cartográfica de las variables utilizadas a dicha escala para tener una visión a escala nacional.

Con el algoritmo del programa Marxan se buscó optimizar la identificación de sitios prioritarios, mediante la selección de las unidades muestrales que por sus atributos hacen posible alcanzar las metas de conservación establecidas, a la vez que considera la presión que impone la intensidad de los factores de amenaza. A su vez, Marxan permite determinar un sistema de áreas compacto y coherente que busca la mayor viabilidad para lograr la conservación que se desea alcanzar.

Es importante aclarar que del conjunto total de sitios, el programa permite la selección *a priori* de las AP; sin embargo, se decidió no hacerlo con el fin de valorar la distribución de los resultados de manera independiente.[10]

Objetos y metas de conservación

En los talleres antes mencionados se discutieron los criterios para analizar la información compilada de los diferentes elementos de la biodiversidad, seleccionar los objetos de conservación y establecer metas para cada uno de ellos (cuadro 16.4; véanse detalles en el apéndice 16.4, en el CD 3)). Las metas de conservación se definieron con base en los valores establecidos para los criterios (cuadro 16.5) y se expresan en proporción del área geográfica de distribución del elemento en cuestión (*e.g.*, un taxón o un tipo de vegetación). Cabe aclarar que con valores muy elevados en las metas (cercanos a 100%), el algoritmo selecciona prácticamente la totalidad de los sitios donde se encuentran tales objetos de conservación, por lo que en todos los casos se optó por tener valores de meta entre 5 y 99 por ciento (cuadros 16.5 y 16.6).

Se consideraron "filtros finos" aquellos objetos de conservación que ocupan áreas relativamente pequeñas respecto a la extensión del estudio (la superficie continental del territorio nacional), y son los que tienen los valores de metas más altas de conservación. Los vertebrados terrestres se seleccionaron con base en criterios de endemismo (de distribución exclusiva en México), rareza (definida como área de distribución restringida),[11] estado de riesgo (Semarnat 2002; IUCN 2007) y presión por comercio internacional (Cites) (cuadro 16.5). Los tipos de vegetación primaria y secundaria que se incluyeron como filtros finos se analizaron de acuerdo con su superficie de cobertura respecto a la extensión del territorio nacional de la serie III (INEGI 2005a). Se identificó como vegetación

Cuadro 16.4 Total de coberturas por grupo taxonómico que se analizaron antes de llevar a cabo los análisis con el algoritmo de optimización Marxan

Grupo taxonómico (coberturas totales)	Tipo original de dato	Coberturas incluidas en el análisis
Tipos de vegetación críticos (68)	Polígono	68
Familias de plantas (12)	Puntos, procesados para representar la distribución de acuerdo con la resolución de la retícula	12
Plantas amenazadas NOM-059 (185)	Modelos de nicho ecológico editados (endémicos y no endémicos)	152
Especies de árboles amenazadas NOM-059 (58)	Modelos de nicho ecológico editados	39
Agave spp. amenazadas NOM-059 (24)	Modelos de nicho ecológico editados	23
Opuntia spp. amenazadas NOM-059 (68)	Modelos de nicho ecológico editados	1*
Aves residentes (659)	Modelos de nicho ecológico editados	273
Reptiles (698)	Modelos de nicho ecológico editados	424
Anfibios (305)	Modelos de nicho ecológico editados	208
Mamíferos (469)	Modelos de nicho ecológico editados	242
Capas de riqueza de especies por grupos de vertebrados		8
Total: 2 546		**1 450**

* Área del mapa de riquezas.
Nota: véanse los cuadros 16.5 y 16.6.

Cuadro 16.5 Criterios y valores de ponderación de las metas de los grupos taxonómicos considerados objeto de conservación de "filtro fino" para el análisis de selección de sitios prioritarios con el programa Marxan

16.5a Criterios para los vertebrados terrestres y las plantas en la NOM-059-SEMARNAT-2001

Grupo	Endemismo	Restricción	NOM-059	UICN	Cites	Total
	Sí/no 20	Cuartil IV subdividido en 4 (4, 3, 2 y 1) 20/16/13/10	E/P/A/Pr	Cr/En/Vu	I/II	
Aves (solo terrestres residentes)	20	Solo especies con valores 4 y 3 en el cuartil IV (usando solo los valores 20 y 16); las aves tienen distribuciones más amplias que los otros tres grupos de vertebrados terrestres	25/25/15/—	15/10/5	10/5	Se decidió eliminar aquellas que en la sumatoria tuvieran 0 o que solo tuvieran el nivel más bajo de uno de los criterios NOM, UICN o Cites
Anfibios	20	Se asignó valor de la subdivisión 4 (= 20) a todas las especies del cuartil IV	25/25/15/—	15/10/5	10/5	
Reptiles	20	Se asignó valor de la subdivisión 4 (= 20) a todas las especies del cuartil IV	25/25/15/—	15/10/5	10/5	
Mamíferos	20	Se asignaron los valores de las cuatro subdivisiones del cuartil IV sin modificación	25/25/15/—	15/10/5	10/5	
Plantas NOM	20		25/25/15/—	15/10/5	10/5	Se decidió que la meta fuera a partir de la suma del total, *i.e.*, la suma del valor de endemismo + categoría de la NOM-059-SEMARNAT-2001

16.5b Clasificación de los valores de meta (%) de acuerdo con el intervalo de la suma "Total" en el cuadro de 16.5a

Intervalo sumatoria	Meta de conservación (% superficie)
85-64	40
63-42	30
41-22	10
< 21	5

16.5c Valores de las metas de la flora fanerogámica

Grupo	Capa 1: Índice de riqueza y área de distribución		Capa 2: Riqueza de endemismos		%
	Suma	Meta	Suma	Meta	
Asteraceae	1 321 218	330 305			25
Cactaceae	97 129	24 282	54 622	13 656	25
Euphorbiaceae	197 381	49 345	54 916	13 729	25
Pinus	18 276	4 569			25
Poaceae	558 627	139 657	76 233	19 058	25
Quercus	111 838	27 960	77 569	19 392	25
Géneros de angiospermas	2 304 469	230 447	263 340	26 334	10

en estado crítico aquella con la menor proporción de cobertura en el país, tanto para la vegetación natural como seminatural (véanse criterios en el cuadro 16.6).

Los “filtros gruesos” incluyen las comunidades o conjuntos de especies y sistemas ecológicos generalmente de escala regional. Los objetos de conservación incluidos en los filtros gruesos fueron de dos tipos: *1*] áreas de alta riqueza de taxones (número total de especies) y áreas de concentración de especies endémicas, y *2*] tipos de vegetación con proporciones de superficie mayores a las consideradas filtros finos, en general mayores de 1% del territorio (véase cuadro 16.6). En todos los casos, los valores de las metas de conservación deseadas fueron expresados en porcentaje de superficie del objeto de conservación respecto a la extensión del territorio nacional. En el cuadro 16.7 se indican las coberturas geográficas seleccionadas como filtro grueso para los grupos taxonómicos, y en el cuadro 16.5 se indican las de los tipos de vegetación (apéndice 16.4, en el CD 3).

En total se analizaron los criterios de 2 546 coberturas de importancia biológica para ser seleccionadas como filtros finos o gruesos, de las cuales 1 450 fueron seleccionados con los criterios que se indican en el cuadro 16.6, para usarlas en el análisis de la identificación de sitios prioritarios con el programa Marxan. Por otra parte, es importante hacer notar que el total de las metas de conservación de la vegetación del país equivale a 27.3% de la misma y representa 13.3% de la superficie del país.

Amenazas y costos

En los talleres realizados se seleccionaron diversos factores, principalmente antropogénicos, que constituyen una presión o amenaza tanto a los sistemas ecológicos y comunidades como a las especies de flora y fauna. Las amenazas afectan en forma negativa el ambiente, directa o indirectamente, y fueron seleccionadas por ser factores que afectan la integridad de los sistemas ecológicos, respaldado por información disponible sobre sus impactos y porque fueran cartografiables a escala nacional. Posteriormente, las amenazas se jerarquizaron en un gradiente de importancia, asignándoles un valor de “costos”[12] conforme a sus impactos sobre los ecosistemas (véase el cuadro 16.8).

Parámetros utilizados

Una vez seleccionados los objetos de conservación y sus metas, así como las amenazas y sus costos, se llevaron a cabo 10 000 corridas con 1 000 000 de iteraciones cada una usando el esquema de templado adaptable (*adaptive annealing schedule*) con mejoramiento normal iterativo (*normal iterative improvement*) (Game y Grantham 2008). Se usó un factor de borde de 0.0001, y a los objetos de conservación se les asignó un factor de penalidad de 1 000, un número relativamente alto que garantiza que se cumplan las metas de todos los objetos de conservación seleccionados. Con este programa se busca optimizar la

Cuadro 16.6 Valores utilizados para ponderar las metas de los tipos de vegetación de la cobertura de uso de suelo y vegetación (serie III) del INEGI, para el análisis de selección de sitios prioritarios con el programa Marxan

16.6a Criterios y valores de meta para los polígonos de tipo de vegetación primaria (véase el cuadro 16.6c)[1]

Área respecto a la extensión territorial de la República mexicana	Meta de conservación (%)
< 0.75	99
0.75 - 1.0	70
1.0 - 2.0	40
2.1 - 5	20
> 5	5

[1] Para vegetación exclusivamente primaria o secundaria para la cual ya no hay vegetación primaria.

16.6b Criterios y valores[1] de meta para los polígonos de tipo de vegetación secundaria (véase el cuadro 16.6d)[2]

Área respecto a la extensión territorial de la República mexicana	Meta de conservación (%)
< 1.1	90
1.0 - 1.4	60
1.5 - 2.5	30
> 2.6	10

[1] Excepto chaparral secundario, selva mediana subcaducifolia secundaria, selva mediana subperennifolia secundaria y matorral submontano secundario, cuyos valores fueron fijados en los talleres de expertos.

[2] Valor de la vegetación secundaria al que, cuando se suma con la vegetación primaria un porcentaje de área en el intervalo señalado respecto a la extensión territorial del país, se le asignó el valor de meta señalado.



Cuadro 16.6 [*continúa*]

16.6c Metas para cada tipo de vegetación primaria de la cobertura de uso de suelo y vegetación

Tipo de vegetación primaria	Total (ha)	Porcentaje del país	Meta (%)
Selva mediana perennifolia primaria	285	0.0001	99
Matorral de coníferas primario	649	0.0003	99
Bosque de cedro primario	2 148	0.0011	99
Pradera de alta montaña primario	16 583	0.0086	99
Bosque de ayarín primario	26 386	0.0136	99
Selva baja subcaducifolia primaria	40 756	0.0210	99
Pastizal gipsófilo primario	45 229	0.0234	99
Vegetación gipsófila primaria	46 034	0.0238	99
Selva alta subperennifolia primaria	60 864	0.0314	99
Bosque de oyamel primario	125 382	0.0647	99
Selva mediana caducifolia primaria	138 244	0.0714	99
Bosque de táscate primario	158 683	0.0819	99
Selva baja espinosa caducifolia primaria	238 772	0.1233	99
Matorral rosetófilo costero primario	407 805	0.2105	99
Selva mediana subcaducifolia primaria	408 909	0.2111	99
Selva baja espinosa subperennifolia primaria	438 048	0.2261	99
Matorral sarcocrasicaule de neblina primario	564 536	0.2915	99
Bosque mesófilo de montaña primario	869 419	0.4489	99
Matorral subtropical primario	996 637	0.5145	99
Matorral crasicaule primario	1 205 357	0.6223	99
Selva alta perennifolia primaria	1 417 340	0.7317	99
Selva mediana subperennifolia primaria	1 593 656	0.8227	70
Pastizal halófilo primario	1 823 229	0.9413	70
Vegetación de desiertos arenosos primaria	2 158 606	1.1144	40
Matorral sarcocrasicaule primario	2 197 662	1.1346	40
Matorral submontano primario	2 389 509	1.2336	40
Mezquital primario	2 515 086	1.2985	40
Matorral espinoso tamaulipeco primario	2 554 278	1.3187	40
Vegetación halófila primaria	2 743 548	1.4164	40
Bosque de encino-pino primario	3 048 387	1.5738	40
Matorral sarcocaule primario	5 033 238	2.5985	20
Bosque de pino primario	5 219 404	2.6946	20
Bosque de pino-encino primario	5 733 148	2.9598	20
Pastizal natural primario	6 323 708	3.2647	20
Selva baja caducifolia primaria	6 643 847	3.4300	20
Bosque de encino primario	6 879 257	3.5515	20
Matorral desértico rosetófilo primario	10 209 733	5.2709	5
Matorral desértico micrófilo primario	19 537 093	10.0863	5

Fuente: INEGI (2005a).
Nota: el área de cada uno de los tipos de vegetación indica solo la superficie continental.



Cuadro 16.6 [*concluye*]

16.6d Metas para cada tipo de vegetación secundaria de la cobertura de uso de suelo y vegetación

Tipo de vegetación secundaria	Total (ha)	Porcentaje del país (secundaria)	Porcentaje del país (secundaria + primaria)	Meta (%)
Selva baja subperennifolia secundaria	11 456	0.0059	0.0059	99
Matorral de coníferas secundario	326	0.0002	0.0005	90
Bosque de ayarín secundario	13 621	0.0070	0.0207	90
Selva baja subcaducifolia secundaria	30 000	0.0155	0.0365	90
Bosque de oyamel secundario	16 882	0.0087	0.0734	90
Selva alta subperennifolia secundaria	98 470	0.0508	0.0823	90
Bosque de táscate secundario	173 294	0.0895	0.1714	90
Selva baja espinosa caducifolia secundaria	505 119	0.2608	0.3840	90
Selva baja espinosa subperennifolia secundaria	583 323	0.3011	0.5273	90
Selva mediana caducifolia secundaria	960 428	0.4958	0.5672	90
Bosque mesófilo de montaña secundario	945 499	0.4881	0.9370	90
Chaparral secundario	288 353	0.1489	1.0792	90
Selva mediana subcaducifolia secundaria	4 225 210	2.1813	2.3924	90
Matorral subtropical secundario	336 955	0.1740	0.6885	60
Matorral crasicaule secundario	351 381	0.1814	0.8037	60
Pastizal halófilo secundario	148 924	0.0769	1.0182	60
Selva mediana subperennifolia secundaria	4 133 491	2.1340	2.9567	60
Matorral submontano secundario	437 236	0.2257	1.4594	30
Vegetación halófila secundaria	188 246	0.0972	1.5136	30
Mezquital secundario	423 750	0.2188	1.5172	30
Selva alta perennifolia secundaria	1 967 100	1.0155	1.7473	30
Matorral espinoso tamaulipeco secundario	856 112	0.4420	1.7607	30
Bosque de encino-pino secundario	1 252 508	0.6466	2.2204	30
Matorral sarcocaule secundario	98 049	0.0506	2.6491	10
Bosque de pino secundario	2 226 397	1.1494	3.8440	10
Bosque de pino-encino secundario	3 055 081	1.5772	4.5371	10
Pastizal natural secundario	3 974 559	2.0519	5.3166	10
Bosque de encino secundario	4 332 616	2.2368	5.7883	10
Selva baja caducifolia secundaria	7 836 152	4.0455	7.4755	10

Fuente: INEGI (2005a).
Nota: para vegetación leñosa el cálculo del área de vegetación secundaria incluye solo fases arbóreas y arbustivas.

Cuadro 16.7 Criterios y valores de selección de metas de conservación para las coberturas de filtro grueso

Grupo	Criterio: riqueza de especies endémicas	Meta (%)	Criterio: riqueza total de especies	Meta (%)
Mamíferos	Se seleccionaron los pixeles que tuvieran los valores de mayor riqueza (≥ de la mitad, respecto a los mamíferos). Después se obtuvo la proporción de dichos pixeles con respecto al área de presencia de especies del grupo, y dicha proporción se fijó como meta.	10	A partir del último cuartil, se obtuvo la proporción con respecto al área de presencia de especies del grupo, y dicha proporción se fijó como meta.	5
Aves	Se seleccionaron los pixeles que tuvieran los valores de mayor riqueza (≥ de la mitad). Después se obtuvo la proporción de dichos pixeles con respecto al área de presencia de especies del grupo, y dicha proporción se fijó como meta.	13	A partir del último cuartil, se obtuvo la proporción con respecto al área de presencia de especies del grupo, y dicha proporción se fijó como meta.	5
Anfibios*	Selección de hexágonos con 50% de riqueza de endémicas total	50	Selección de pixeles con 50% de riqueza total	50
Reptiles*	Selección de hexágonos con 50% de riqueza de endémicas total	50	Selección de pixeles con 50% de riqueza total	50
Especies de *Opuntia*			Para la elaboración de este mapa se realizó una suma de 69 modelos de distribución potencial; de ellos solo se encontraron 28 áreas de coincidencia geográfica, superficie que se consideró como 10% de la meta para este grupo.	10
Árboles tropicales			Se sumaron los mapas de distribución de 183 especies de árboles tropicales importantes para México y se utilizó como filtro grueso el valor de presencia (1) a partir de la mitad de mayor riqueza, asignándole un valor de 10% de la meta.	10

* En el caso de anfibios y reptiles no se siguió el mismo criterio que con aves y mamíferos debido a que su área de distribución es mucho menor.

selección en la que se logren las metas al menor costo posible (Ball 2000; Ball y Possingham 2000).

Sitios de importancia para la conservación

Sin duda, un requerimiento clave en la planeación de sistemas de reservas es la identificación de zonas de alta importancia que requieren ser preservadas, ya sea por albergar especies de interés (usualmente en riesgo de extinción o amenazadas), por albergar una biodiversidad extraordinaria o por contener especies que permiten maximizar la biodiversidad que habita en la red de AP (complementariedad). Básicamente, todos los algoritmos que se han desarrollado consideran al menos uno de estos elementos. La selección de sitios utilizando Marxan considera además la penalización de los sitios de acuerdo con los costos asignados por la intensidad de las amenazas (Ball 2000).

Se generó un mapa que da un panorama general de los sitios donde se concentran los objetos de conservación, tanto en número como considerando los valores de las metas de conservación (véanse figuras en Conabio *et al.* 2007c, d); este mapa muestra que los sitios con mayor concentración de objetos de conservación coinciden, de manera general, con los patrones de riqueza de los vertebrados terrestres de México, es decir, con valores más altos hacia el sureste del país, en particular en el Istmo de Tehuantepec, las zonas montañosas de la Sierra Madre del Sur y la costa del Océano Pacífico, así como con los patrones de endemismo, que tienen una gran concentración en el Eje Neovolcánico, la Sierra Madre del Sur y la Sierra Madre Occidental. En el norte de país destacan la Sierra de San Pedro Mártir y la Sierra del Carmen.

Es importante notar que el patrón de agrupamiento de los sitios con mayor número de objetos de conservación coincide en general con los sitios que suman los mayores valores de las metas de conservación ($r = 0.97$, $P < 0.05$, $n = 8\,045$); sin embargo, estos sitios no necesariamente contienen los grupos taxonómicos o comunidades de mayor prioridad de conservación. El sitio con mayor número de objetos de conservación (343) y con el mayor valor considerando las metas de conservación se encuentra en

Cuadro 16.8 Selección de coberturas indicadoras de impactos a la biodiversidad (amenazas) y "costo" asignado siguiendo el protocolo para el programa Marxan

Factor de amenaza	Parámetro o cobertura utilizada	Costo	Medida utilizada	Comentarios
Pérdida de hábitat	Tasa de cambio de SII a SIII INEGI (2001, 2005a)	10 000	Comparación de áreas serie II a serie III por tipos vegetación primaria, para cada hexágono. Fórmula VegPrimaria (FAO 1996). Datos multiplicados por −100 para obtener un número positivo mayor de 1.	Se decidió incluir tasas de cambio negativas (es decir, sólo la pérdida de vegetación primaria).
	Índice de fragmentación: densidad (PD)	8 400	Selección de VegPrimaria (Raster) (serie III) procesado en FragsStat: Densidad de parches (PD) por tipo de vegetación. Se tomó el valor máximo por hexágono. Multiplicado por 1 000 para tener valores mayores de 1.	Se decidió considerar tres índices por ser complementarios.
	Índice de fragmentación: área-perímetro (*PARA-mean*)	8 300	Selección de VegPrimaria (Raster) (serie III) procesado en FragsStat: Relación área-perímetro (*PARA-mean*) (no existe valor máximo) por tipo de vegetación. Se tomó el valor máximo por hexágono.	
	Índice de fragmentación: shape (LSI)	8 200	Selección de VegPrimaria (Raster) (serie III) procesado en FragsStat: Agregación de parches (LSI) por tipo de vegetación. Se tomó el valor máximo por hexágono.	
	Puntos de calor (área)	7 500	Considerando la ponderación por resiliencia de la vegetación (a partir del mapa de Uso de suelo y vegetación de la serie II del INEGI) el mapa de puntos de calor fue valorado para obtener el impacto por hexágono de las áreas probablemente incendiadas.	Los puntos de calor que representan áreas de probables incendios fueron ponderadas por tipo de vegetación de modo que la capa representa las áreas dónde el fuego puede o representa una amenaza.
Ganadería	Tipo de ganado de impacto alto caprino y ovino	6 700	Puntos seleccionados de Uso de suelo y vegetación (serie III): número de puntos por costo	Las capas de ganadería que están en la SIII de INEGI son capas muy incompletas, se deben considerar como indicadores. Con la capa de puntos de presencia de ganado que sólo dice tipo de actividad pecuaria, se decidió separar en dos capas, la de alto y la de mediano impacto ganadero.
	Tipo de ganado de impacto bajo bovino y equino	6 100	Puntos seleccionados de Uso de suelo y vegetación (serie III): número de puntos por costo	
	Combinación pastizal cultivado e inducido	6 000	Unión de selección de pastizal cultivado (agricultura) y pastizal inducido (vegetación) (serie III de INEGI): área (hectáreas) por costo	
Agricultura	Agricultura de riego	5 800	Selección de agricultura de riego (serie III de INEGI): área (hectáreas) por costo	La agricultura de riego se le consideró como la de posibles impactos mayores
	Agricultura: lo demás (sin permanentes)	4 000	Selección de agricultura de temporal y de humedad, menos de cultivos primarios permanentes (serie III): área (hectáreas) por costo	



Cuadro 16.8 [*concluye*]

Factor de amenaza	Parámetro o cobertura utilizada	Costo	Medida utilizada	Comentarios
Carreteras	Densidad de carreteras	3 000	Unión de las dos capas (carreteras federales y carreteras rurales, IMT 2001): longitud (m) por costo	Se discutió sobre los caminos que afectan más a la biodiversidad. Las carreteras generan fragmentación del hábitat, pero las brechas son las vías para la extracción ilegal de especies de fauna y flora silvestres y proliferan más que las otras carreteras. Se decidió darles un costo único.
Población humana	Densidad de asentamientos nuevos y aislados	1 000	Número de asentamientos nuevos y aislados por hexágono	Se considera la población humana como un factor de presión por el consumo directo, la necesidad de abrir caminos y urbanizar áreas, etc.
	Tasa de crecimiento de población (1990-2005) [INEGI 1990, 1995, 2002, 2005c]	900	Cifras correspondientes a las siguientes fechas censales: 12 de marzo (1990); 5 de noviembre (1995); 14 de febrero (2000), y 17 de octubre (2005). Se calculó el porcentaje de crecimiento poblacional por hexágono.	
	Densidad de habitantes por km^2	800	INEGI, Censo de Población y Vivienda, 2000 (INEGI 2002).	
Cambios en la vegetación	Tipos de vegetación secundaria: herbácea	200	Selección de vegetación secundaria herbácea (serie III): área (hectáreas) por costo	Se discutió si la vegetación secundaria debiera ser incluida como indicador de disturbio. Se consideró solo la vegetación secundaria herbácea y arbustiva en áreas de comunidades primarias arbóreas, al no contener elementos que reflejen la resiliencia de la comunidad original.
	Tipos de vegetación secundaria: arbustiva	100	Selección de vegetación secundaria arbustiva (serie III): área (hectáreas) por costo	
Presión antropogénica: ciudades	Tamaño de ciudad: mayores de 200 000	50	Área de ciudad por hexágono en m^2	Se decidió dar un peso más bajo debido a que gran parte de la afectación a la biodiversidad es de manera indirecta. Solo para las megaciudades se considera área.
	Tamaño de ciudad: mayores de 100 000	40	Localidades seleccionadas de Loc2000 $>$100 000: número de puntos por costo	
	Tamaño de ciudad: 100 000 y 10 000	30	Localidades seleccionadas de Loc2000 100 000 - 99 999: número de puntos por costo	
	Tamaño de ciudad: 10 000 y 1 000	20	Localidades seleccionadas de Loc2000 10 000 - 9 999: número de puntos por costo	
	Tamaño de poblado: $<$1 000	10	Localidades seleccionadas de Loc2000 1 000 - 999: número de puntos por costo	

Nota: véanse detalles en el texto. La cartografía INEGI 1990, 1995, 2002 y 2005c fue editada por la CONABIO.

el estado de Guerrero al oeste de Chilpancingo y de la Sierra Madre del Sur, en las proximidades del Parque Natural de Guerrero.

Si se consideran los hexágonos con mayores valores de metas de conservación (n = 925, 12% de la superficie continental), resulta que solo 9.25, 3.05 y 0.001% de su superficie están protegidos por AP federales, estatales y municipales, respectivamente; es decir, únicamente 12.3% de la superficie con la mayor importancia ha sido decretada en algún sistema de AP. Esto se traduce en que la protección de las zonas de relevancia extraordinaria por las metas de conservación están subrepresentadas con niveles extremadamente bajos (1.49% de la superficie nacional continental).

Para comparar y contextualizar la distribución espacial de las áreas donde se concentran la mayor cantidad de objetos y metas de conservación respecto a la superficie del territorio actualmente cubierta por las AP (*ca.* de 12% del territorio continental, considerándolo como el umbral de los recursos que el país invierte actualmente en áreas para la protección) analizamos cuál es la ubicación de los hexágonos equivalente a dicha superficie protegida (925) que, como se ha descrito, se han etiquetado como sitios biológicamente importantes con base en las coberturas de las distribuciones de especies y otros objetos utilizados en este análisis. Las áreas con mayor número de objetos de conservación se distribuyen en agrupaciones relativamente continuas al sur y sureste de la República mexicana (Conabio *et al.* 2007c). Las agrupaciones principales se ubican en las regiones *1*] del Nevado de Colima y zonas bajas aledañas, hacia la costa del Pacífico; *2*] la región oeste de la Sierra Madre del Sur; *3*] el sur del Eje Neovolcánico en las zonas altas al límite con la Cuenca del Río Balsas, y *4*] una agrupación mayor que se extiende desde el sur de la Sierra Madre Oriental pasando por Oaxaca, el Istmo de Tehuantepec en la región del Soconusco y parte de la costa del Océano Pacífico hasta Los Altos de Chiapas. Si seleccionamos la misma proporción esperada del territorio que podría ser conservada (12%) considerando los hexágonos con mayores sumas de metas de conservación, destacan otras zonas hacia el norte por las cordilleras de la Sierra Madre Oriental y Occidental y algunos puntos aislados, como desplazamientos hacia el norte respecto a las áreas más importantes de acuerdo con el número de objetos de conservación. Una de las nuevas zonas se ubica hacia el norte de la Sierra Madre Oriental y la otra hacia el norte de la región del Nevado de Colima, entre la costa del Pacífico y la Sierra Madre Occidental; un conjunto de hexágonos se encuentra en las proximidades de la reserva estatal El Cielo, en el estado de Tamaulipas; otro traslapa parcialmente con la reserva federal de Cumbres de Monterrey; otros hexágonos se encuentran próximos al Distrito de Riego 4, Don Martín, subcuencas de los ríos en Nuevo León, y otro hexágono coincide con la reserva federal de Sierra de San Pedro Mártir en el estado de Baja California.

En cuanto a las amenazas a la biodiversidad estimadas para cada unidad de planificación, todas tienen al menos una. El mayor número de amenazas registrado en un solo hexágono es de 17. Si consideramos únicamente el número de las coberturas de amenaza, se observa que tienen una distribución relativamente homogénea en todo el país. No obstante, al considerar los costos asignados a cada amenaza, destacan regiones con valores contrastantes (Conabio *et al.* 2007d). Las zonas con mayores costos se ubican en la vertiente del Golfo de México, el centro del país, y especialmente en las megaciudades, con valores extremadamente altos por el inherente grado de transformación del ambiente natural, que conlleva un fuerte impacto negativo en los servicios ambientales que brindan los ecosistemas. El número de capas de amenazas que concurren en un hexágono no refleja forzosamente los costos ($r = 0.14$, $P < 0.05$, $n = 8\,045$), debido a que las variables relacionadas con el cambio de uso de suelo, que es reconocida como la causa principal de pérdida de biodiversidad, tienen un mayor peso.

La frecuencia de los valores de la suma de las metas de los objetos de conservación tiene una distribución normal con un ligero sesgo a la izquierda, mientras que la suma de costos, también con distribución normal, está sesgada a la derecha. Estas frecuencias de distribución implican que una amplia proporción de los sitios tiene valores intermedios, lo que supone implicaciones de mayores retos para la identificación de los sitios prioritarios, ya que los objetos de conservación no se concentran en unos pocos sitios, por la elevada diversidad beta, como hemos mencionado antes (capítulo 12 del volumen I).

Las metas de conservación no mostraron una correlación significativa con los costos ($r = 0.05$, $P < 0.05$, $n = 8\,045$). Por otro lado, se aprecia que las zonas con valores más altos de metas de conservación corresponden a aquellas zonas con metas relativamente altas y costos relativamente bajos, pero como se verá más adelante, no forzosamente son las que se seleccionan como prioritarias por el algoritmo de Marxan.

Vacíos y omisiones en conservación de los sitios prioritarios para la conservación

En la figura 16.7 se muestran los resultados del análisis realizado con Marxan. Es importante notar que aquellos sitios que no fueron seleccionadas en ninguna corrida (11.3% de la superficie) coinciden en muy baja proporción con las AP (2.4%).

El resultado de la priorización de los sitios por el algoritmo de optimización mostró que aquéllos con metas más altas tienden a ser seleccionados con mayor frecuencia, y también aquéllos con valores intermedios de costos resultaron ser sitios de alta prioridad. Los sitios que albergan elementos de importancia de la biodiversidad, en los que a su vez es necesario aplicar recursos para lograr su conservación, y que tienen un grado intermedio de amenaza, fueron identificados como prioritarios, a diferencia de los sitios donde las amenazas son de gran magnitud. En estos resultaría muy costoso invertir en su conservación efectiva, por ejemplo en un ambiente totalmente transformado, como sería el caso de una ciudad de gran tamaño.

Consideramos que los sitios de mayor prioridad a escala nacional están representados por aquellos que fueron seleccionados 100% de las veces por la herramienta de priorización Marxan y que corresponden a sitios irremplazables. Estos sitios irremplazables (n = 1 320) comprenden 16.40% del total de unidades muestrales (n = 8 045) que conforman el territorio continental nacional. Este alto valor es un resultado del elevado nivel de endemismo de la biota de México. Sin embargo, solo 7.58% (n = 610) se encuentran bajo protección parcial o total por las AP. Si se consideran solo aquellos hexágonos que se superponen con las AP en más de 25% de la superficie de la unidad (*ca.* 64 km^2), el porcentaje disminuye a 3.23% (n = 263) y a 2.26% para aquellas (n = 182) que se traslapan con AP en más de 50% de su superficie.

Considerando la cobertura de las AP separadas en federales, estatales y municipales, 2.44% (n = 196) de las unidades muestrales de mayor prioridad se superponen con las AP federales en más de 25% del área de la unidad, mientras que solo 0.81% (n = 65) y 0.03% (n = 2) se superpone con AP estatales y municipales, respectivamente.

En términos de área, los sitios de mayor prioridad cubren 325 817 km^2 y representan 16.59% de la superficie nacional, pero solo 15.93% del área de estas unidades se encuentra bajo protección de AP y representa apenas 2.64% de la superficie continental.

En cuanto a la inclusión de los objetos de conservación seleccionados para el análisis (n = 1 451, véanse métodos y apéndice 16.4 en el (CD 3)), los sitios de mayor prioridad contienen 95.24% de los objetos de conservación seleccionados, y el conjunto de unidades que se traslapan total o parcialmente con las AP representan 80.27% (1 164) del conjunto total de objetos de conservación incluidos. Si se consideran aquellas unidades cuyo traslape es de 25 y 50 por ciento de su superficie con alguna AP, las especies representadas corresponden a 71.1% (1 032) y 67.58% (980), respectivamente.

Del total de objetos de conservación incluidos (1 450) en el análisis con el algoritmo de optimización, la representatividad actual del conjunto de áreas protegidas es de 80.27% (1 164). La representatividad de los objetos de conservación incluidos en el análisis, distinguiendo entre AP federales, estatales y municipales, es 81.17% (1 177), 75.37% (1 093) y 32.34% (469), respectivamente.

Hay que considerar que debido a la heterogeneidad del país, si se deseara cubrir todas las metas para los objetos de observación considerados en este estudio (*best subset*), se requeriría proteger 43% de la superficie nacional (véanse detalles en Urquiza-Haas *et al.* 2008).

Es interesante notar que muchos de los sitios de mayor prioridad rodean a las AP (Fig. 16.7b), lo cual es preocupante sabiendo que la tasa de cambio de uso de suelo es mayor fuera de algunas de ellas (recuadro 9.3, capítulo 9 de este volumen); esto refuerza la importancia de las AP como un instrumento sólido y de la mayor relevancia en la conservación. Independientemente de que sea necesario revisar cada caso particular, este hecho plantea una gran oportunidad de conservación debido a que probablemente sea más fácil ampliar las fronteras de los programas de conservación y uso sustentable y de las AP existentes que crear nuevas AP, proceso complejo pero factible sobre todo en aquellas que han incorporado exitosamente a los actores locales en la búsqueda de objetivos de desarrollo sostenible y toma de decisiones. Por ello, es prioritario analizar la posibilidad de concretar programas de manejo sustentable o la ampliación de las AP, ya sea como corredores o zonas de conectividad de otro tipo, junto con los habitantes de las localidades.

Como se indicó en el apartado 16.2.1, los grupos mejor representados en las AP son los mamíferos (82% de las especies) y las aves (96 a 98 por ciento); no obstante, en los estudios específicos para estos grupos se ha indicado que se requiere extender la red de AP para lograr la conservación del grupo, incluso hasta 20% de la superficie del país, en el caso de las aves (Conabio *et al.* 2007c). Un aspecto a resaltar sería considerar corredores migratorios,

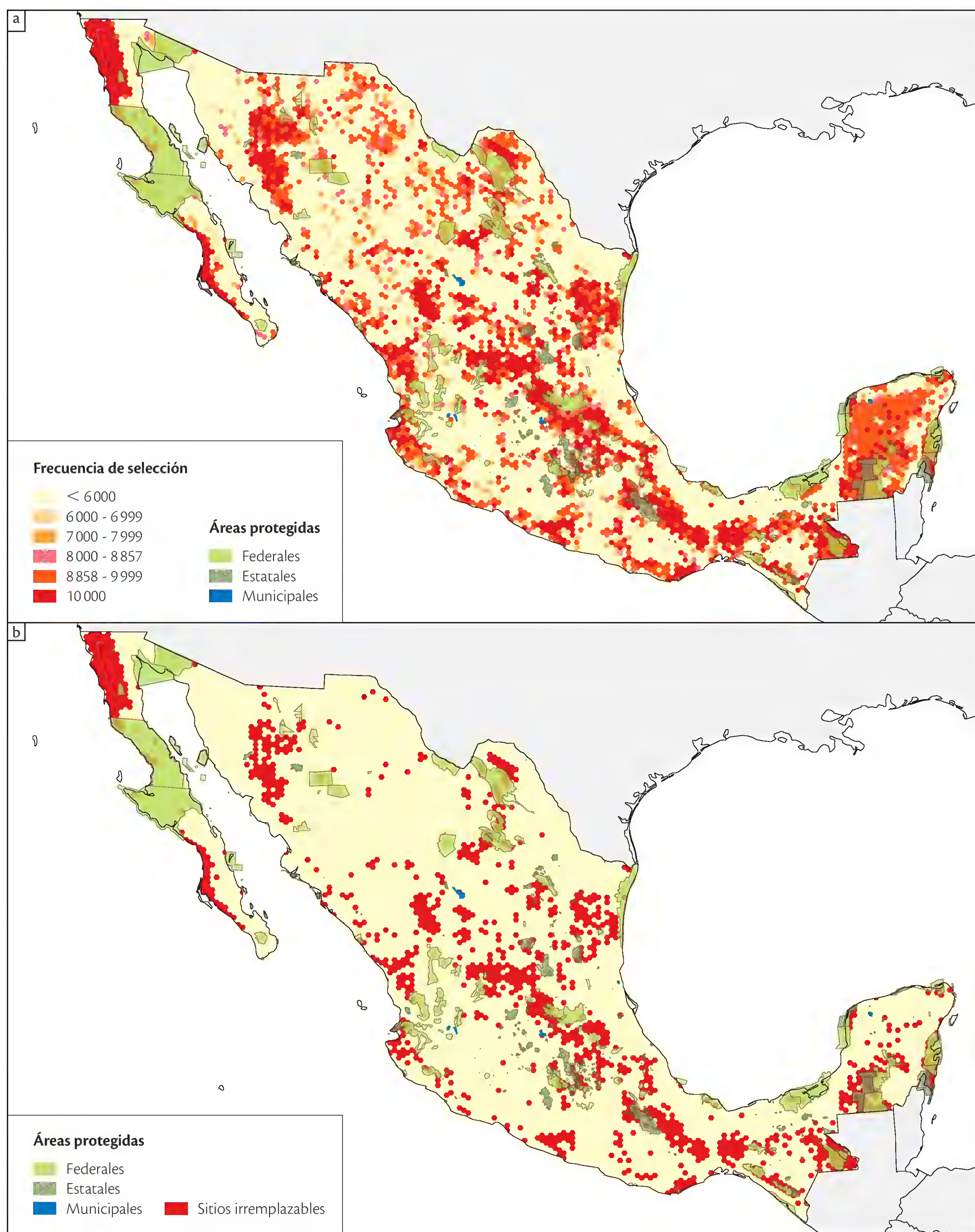


Figura 16.7 Resultados del algoritmo de optimización del programa Marxan (véanse detalles en el texto): ***(a)*** comparación de frecuencia de selección de todas las celdas, y ***(b)*** sitios seleccionados (100% de las iteraciones, sitios irremplazables).

que son de gran importancia para los mamíferos voladores y las aves migratorias.

Respecto a la herpetofauna, considerando los datos de distribución potencial, las AP protegen 82% de las especies de reptiles y 74% de las de anfibios. Sin embargo, se requieren cuando menos 51 sitios adicionales para tener representados al menos una vez a los reptiles y de cuando menos 19 sitios adicionales para los anfibios (Ochoa-Ochoa *et al*. en prensa).

Por otra parte, a pesar de que este no es un análisis llevado a cabo con una resolución que permita distinguir el estado y viabilidad de las poblaciones en su medio natural, es claro que un punto fundamental en las propuestas de conservación debe considerar los corredores biológicos y las estrategias de incrementar la superficie protegida, en particular la que incorpore el uso de los recursos a escala local y de paisajes o las "reservas archipiélago", cuya función es conectar metapoblaciones, dada la dificultad de decretar áreas grandes y contiguas (Halffter 2005; Fuller *et al.* 2006), lo cual debe estar asociado al fortalecimiento de los programas de manejo sustentable en estas áreas.

Los resultados mostrados en este capítulo no son exhaustivos ya que son parte de un proceso de análisis más amplio que se está realizando a distintas escalas, utilizando diferentes criterios y supuestos (algoritmos) de selección de los sitios prioritarios, que llevará a la obtención de otros resultados para complementar la identificación de sitios importantes para la biodiversidad. La importancia de considerar otros grupos taxonómicos o indicadores se ejemplifica con la región de Cuatrociénegas; esta podría no ser considerada de alta prioridad de acuerdo con el método que se utilizó en este análisis a escala nacional, pero cuenta con un conjunto de atributos que la hacen un sitio único por la diversidad de su microbiota y la coexistencia de estromatolitos, peces y reptiles endémicos y otros grupos (Souza *et al.* 2006).

A pesar de que existe un sesgo por los objetos de conservación seleccionados, los resultados podrán afinarse al incluir grupos que no han podido ser analizados aún, así como al afinar la escala del estudio. En este sentido es importante tratar de conservar más de una población de cada especie, por lo menos cuando se tenga la información. Los análisis realizados con el algoritmo de optimización muestran que si bien las AP cubren una importante proporción de elementos de la biodiversidad de particular interés, existen otras prioridades que atender.

Al comparar los resultados del enfoque ecorregional con los sitios de mayor prioridad obtenidos con el Marxan, y los sitios de la encuesta nacional (véase recuadro 16.1), podemos ver la importancia de integrar los resultados con diferentes enfoques y escalas (este análisis deberá considerar posteriormente los resultados del capítulo 14 de este volumen). En la figura 16.8 se muestra que los sitios de la encuesta nacional y los sitios irremplazables para la conservación permiten ubicar prioridades con más detalle en las distintas ecorregiones.

16.3 Análisis de ambientes marinos

16.3.1 Antecedentes

El Programa de Trabajo sobre Áreas Protegidas del CDB, reconoce explícitamente que los hábitats y ecosistemas marinos están severamente subrepresentados en la red global de AP, y que es prioritario abatir esta subrepresentación para poder conservar porciones viables y representativas de la biodiversidad marina (Dudley *et al.* 2005). En este sentido, y de acuerdo con Bezaury-Creel (2005), las AP marinas de México son resultado de iniciativas independientes tomadas en los últimos 75 años y no han sido establecidas de manera sistemática.

Existen muy pocos análisis de planeación en ambientes marinos, entre los que destacan el de Sullivan y Bustamante (1999) para América Latina que identifica el Golfo de California y el Mar Caribe, en toda su extensión, como dos de las siete ecorregiones marinas de mayor prioridad para la conservación. En Norteamérica la iniciativa Baja California al Mar de Bering incluye para México el Golfo de California y la costa occidental de la Península de Baja California (Morgan *et al.* 2005). También incluye la planeación para la ecorregión del Golfo de California (Ulloa *et al.* 2006), los estudios para las aguas costeras del estado de California (Gleason *et al.* 2006), el Mar Mediterráneo (WWF 2004), el de Ecuador (Terán *et al.* 2006), el de Chile (Tognelli *et al.* 2008), así como de los países insulares del Caribe como Granada, San Vincente y Granadinas (Byrne 2006a, b), y para Hawai (Puniwai 2006).

En algunos de estos análisis de vacíos se determinaron metas de conservación para los diversos objetos de la biodiversidad, estableciendo porcentajes estimados con base en la unicidad e importancia de los mismos (*e.g.*, Golfo de California, países insulares del Caribe, Ecuador). En otros estudios se modelaron los impactos de los factores que amenazan a la biodiversidad marina y con ello se realizó la priorización de sitios estratificados en unidades ecológicas marinas, como en el caso de la planeación del Golfo

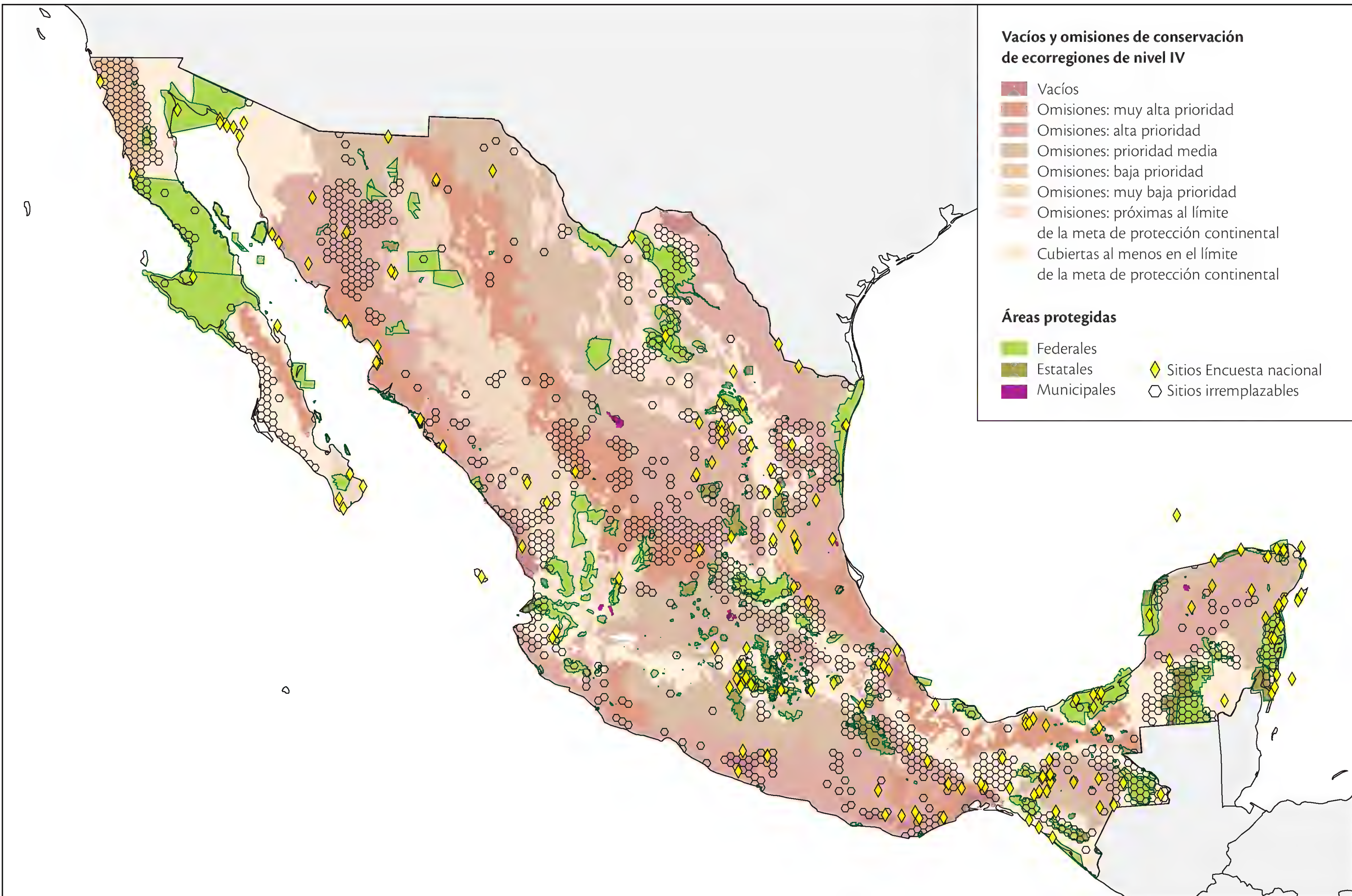


Figura 16.8 Integración preliminar de los resultados de los análisis terrestres, que muestran las ecorregiones con mayor prioridad (área protegida menor de 5.5%; véase Fig. 16.6), con los sitios de mayor prioridad identificados con el algoritmo de priorización (véase Fig. 16.7), y los sitios continentales documentados en la Encuesta nacional de prioridades (véase recuadro 16.2).

de California y de Ecuador. Debido a la frecuente escasez de datos y de información sobre los ecosistemas y la biodiversidad en los ambientes marino-costeros, en muchos casos se utilizan como sustitutos o indicadores de biodiversidad factores físicos como la complejidad de los fondos marinos o bien la presencia de especies sensibles a la perturbación.

Dorfman (2006) considera apropiado utilizar para un análisis de vacíos tanto objetos de conservación de "filtro grueso" —ecosistemas como bancos de algas, praderas de pastos marinos, arrecifes de coral, entre otros—, como de "filtro fino" —especies amenazadas, endémicas, clave para el funcionamiento de un ecosistema, entre otras. Sin embargo, reconoce que la información puede ser muy escasa y que por ello es necesario utilizar objetos focales sustitutos, como sistemas intermareales y humedales costeros, tipos de sustrato, complejidad de fondos y hasta modelos de distribución de recursos pelágicos.

Los ejercicios que se han realizado en México para planificar las acciones y estrategias de conservación de la biodiversidad marina y costera son escasos, con enfoques en distintas regiones y escalas; a escala nacional solo se ha realizado uno (Arriaga *et al.* 1998; capítulo 10 de este volumen). El resto se han realizado a escala regional: uno en el Caribe (Kramer y Kramer 2002; Arrivillaga y Windevoxhel 2008), cuatro en el Golfo de California y Pacífico norte (Enríquez-Andrade y Danemann 1998; CSGC 2001; Morgan *et al.* 2005; Ulloa *et al.* 2006) y uno en la costa de Veracruz (Peresbarbosa 2005).

16.3.2 Métodos

La información sobre la biodiversidad y los ecosistemas de los ambientes marinos es claramente insuficiente para el caso de México, haciendo imposible utilizar los mismos métodos y algoritmos que en el análisis terrestre. La modelación de los factores de presión sobre la biodiversidad y de las distribuciones potenciales de las especies no es factible debido a que no se tienen suficientes coberturas ambientales básicas para obtener aproximaciones aceptables, por lo que el análisis de vacíos y omisiones solo incluye hasta ahora el enfoque ecorregional.

El proceso comenzó con la compilación de las bases geográficas digitales existentes y los ejercicios previos de planeación para la conservación marina mencionados en los antecedentes. Estos fueron insumos para la realización de un taller nacional que contó con la participación de 45 especialistas con amplia experiencia en el tema, pertenecientes a 33 instituciones académicas, organizaciones civiles y sector público (CONABIO *et al.* 2005), en el cual se usaron como marco de referencia del análisis las ecorregiones marinas de la CCA (Wilkinson *et al.* en prensa).

Los expertos identificaron los sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad marina de México utilizando cartografía temática digital (Semar y SG 1998), bases de datos georreferenciados de registros de especies de flora y fauna marinas y una lista de elementos de la biodiversidad de importancia para la conservación (apéndice 16.5, en el CD 3). Los datos de la biodiversidad marina del SNIB corresponden a 153 242 registros que representan 9 253 especies y 1 036 infraespecies, de las cuales 197 está incluidas en alguna categoría de protección y 75 son endémicas (en el cuadro 16.9 se resume la información utilizada).

En una primera aproximación se delimitaron los sitios prioritarios por grupos taxonómicos en función del conocimiento y experiencia de los especialistas participantes, así como de las características generales físicas, químicas, biológicas y geológicas de cada sitio. Posteriormente, los sitios delineados se superpusieron para detectar coincidencias y se redefinieron y denominaron con base en una revisión detallada según el conocimiento de expertos por regiones.

Posteriormente se afinó la delimitación de los sitios, para lo cual fue esencial la validación por los participantes del taller, la cual se llevó a cabo por medio del sitio *"wiki"*, un portal electrónico que permitió el intercambio de información y la interacción de los participantes. Para la delimitación más precisa de cada sitio se usó cartografía temática digital sobre batimetría, cuerpos de agua costeros y tipos de vegetación, entre otros atributos espaciales. Los límites de los sitios costeros tierra adentro fueron restringidos a una altitud máxima de 50 m y a la permanencia de vegetación costera.

Paralelamente a la validación y depuración de los sitios se elaboró una ficha técnica por cada sitio, que incluye información sobre las características biológicas, ecológicas, ambientales y de riesgo más relevantes, de acuerdo con la opinión de los expertos. Estas fichas fueron complementadas con información bibliográfica.

Adicionalmente, y con base en diversos trabajos, se identificaron y caracterizaron 20 zonas importantes por sus procesos oceanográficos (Griffiths 1963; Warsh *et al.* 1973; Müller-Karger *et al.* 1991; Merino 1992; Haury *et al.* 1993; Melo *et al.* 1995; Cerdeira *et al.* 1998, 2000; Aguirre 2002; Santamaría del Ángel *et al.* 2002; Candela Pérez *et al.* 2003; Márquez García *et al.* 2003; Romero-Centeno

Cuadro 16.9 Número de especies por grupo taxonómico consultadas en el SNIB

Grupo taxonómico	Proyectos incluidos[1]	Registros	Especies	Infraespecies	Especies en la NOM[2]	Categorías de la NOM	Endemismos de la NOM
Macroalgas	14	9 782	808	51	0	—	—
Anélidos	15	11 611	1 069	11	0	—	—
Picnogónidos	1	14	9	0	0	—	—
Aves	12	21 398	580	581	115	E, P, A, Pr	40
Braquiópodos	1	4	3	0	0	—	—
Quetognatos	4	163	30	0	0	—	—
Asídeas, cefalocordados, taliáceos	5	158	44	2	0	—	—
Cnidarios	5	2 209	91	0	0	—	—
Crustáceos	22	23 589	1 852	41	1	P	—
Ctenóforos	1	3	2	0	0	—	—
Equinodermos	9	2 428	395	13	1	Pr	—
Equiuros	1	3	3	0	0	—	—
Diatomeas y dinoflagelados	8	25 658	792	221	0	—	—
Mamíferos	19	4 542	188	58	60	P, A, Pr	15
Manglares	31	2 306	5	0	3	Pr	1
Moluscos	16	7 019	1 454	22	9	Pr	2
Nemertinos	2	29	8	0	0	—	—
Pastos marinos	14	258	10	0	0	—	—
Peces	21	34 471	1 540	19	8	P, A	17
Pogonóforos	1	1	1	0	0	—	—
Esponjas	8	1 649	200	1	0	—	—
Radiolarios	1	5 924	161	14	0	—	—
Sipuncúlidos	1	23	8	2	0	—	—

[1] Véase apéndice 16.2.
[2] Las columnas con el encabezado NOM hacen referencia a las especies incluidas en la NOM-059-SEMARNAT-2001.
Abreviaturas: E = probablemente extinta en el medio silvestre, P = en peligro de extinción, A = amenazada, Pr = sujeta a protección especial.

et al. 2003; Salmerón García y Aguirre Gómez 2003; Zavala-Hidalgo *et al.* 2003; Lavín *et al.* 2003; Buenrostro 2004; Espinosa 2004; Rodríguez-Sobreyra *et al.* 2004; Viacheslav 2004; Zavala-Hidalgo y Fernández-Eguiarte 2006). Entre los procesos más importantes identificados se pueden mencionar las surgencias, los frentes, la mezcla vertical, el oleaje, las mareas, las corrientes y contracorrientes, las descargas de ríos, los giros y remolinos. Con esta información se hizo una primera categorización de acuerdo con su importancia para la conservación de la biodiversidad marina.

Una vez concluida la identificación de los sitios documentados se llevó a cabo una segunda validación con los especialistas que participaron en el taller y otros que no habían participado mediante el sitio *wiki.* En esta revisión los especialistas brindaron información detallada para identificar los sitios de importancia para la conservación.

Posteriormente se hizo el análisis espacial de los sitios seleccionados para detectar los vacíos y omisiones en las áreas protegidas, y caracterizar a grandes rasgos la situación de cada ecorregión, así como una comparación con las RMP (CONABIO 1998).

Por otra parte, se elaboró una base de datos que intenta integrar el conocimiento actual de la biodiversidad insular mexicana y se realizó un análisis preliminar de los vacíos y omisiones en conservación de las mismas (véase recuadro 16.2).

Recuadro 16.2 Análisis preliminar de la conservación de la biodiversidad insular

Diana Hernández • Gabriela García Rubio • Melanie Kolb • Verónica Aguilar • Norma Moreno • Patricia Koleff

La biodiversidad insular

En nuestro país existen más de 3 000 elementos geomorfológicos entre cayos, islas, arrecifes, islotes, bajos y bancos (INEGI 1994), a los que nos referiremos en general como cuerpos insulares. En términos jurídicos, y sustentado en la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, dichos elementos son parte integrante del territorio nacional, como las aguas que los rodean, el mar territorial, las aguas marinas interiores, la zona contigua, la zona económica exclusiva, la plataforma continental y las plataformas insulares. Los cuerpos insulares constituyen ecosistemas de importancia crítica para la conservación de la biodiversidad ya que en ellos se distribuye una gran cantidad de especies endémicas y son sitios importantes de reproducción, anidación, descanso y alimentación de la fauna marina y aves migratorias. No obstante la importancia de estos cuerpos, es notoria la escasez de información tanto espacial como biológica que caracterice este vasto territorio. Ante esta situación se planeó un primer esfuerzo hacia la sistematización del conocimiento sobre la biodiversidad del territorio insular.

El conocimiento actual sobre la biodiversidad insular se encuentra muy disperso, es escaso y sesgado principalmente a las islas del Golfo de California. Entre los estudios regionales y nacionales dedicados a islas se pueden mencionar el de la Secretaría de Marina junto con la Secretaría de Gobernación (Semar y SG 1998), quienes hicieron un estudio somero sobre el régimen jurídico del territorio insular, así como un catálogo de islas basado en algunas cartas náuticas y derroteros. Flores (1992) realizó un estudio de la flora de las islas de la Península de Yucatán, determinando los principales tipos de vegetación y composición florística. Un avance importante en el reconocimiento de la importancia de las islas se marcó con el decreto del Área Natural Protegida Islas del Golfo de California en 1978. El programa de manejo de las áreas naturales protegidas (Semarnap 2000) señala las políticas generales de conservación del área, en particular las estrategias encaminadas a regular las actividades humanas en las islas.

No obstante la existencia de dichos estudios, hasta la fecha no existía una fuente que reuniera la información de todos los cuerpos insulares de México, o al menos de alguno de ellos, por lo que la recopilación de esta y su sistematización en una base datos constituye un avance para cubrir un vacío de información que sirve para fortalecer la conservación de la biodiversidad insular. Dicha situación impulsó el interés por conocer la diversidad biológica y su estado de conservación en los cuerpos insulares de México, en particular en relación con su importancia por su endemismo y el grado de amenazas, a fin de planear estrategias de mejora en el conocimiento, protección y conservación de las mismas.

Base de datos sobre biodiversidad insular

La base de datos reúne distintos aspectos importantes de las islas y su biodiversidad. Uno de los insumos para la elaboración de esta base de datos es la cartografía de islas (formato digital) que corresponde a la cartografía del territorio insular de México que el INEGI elaboró a partir de la recopilación de información de varias instituciones (INEGI 2005b), la cual consta de 1 365 polígonos que corresponden a los siguientes elementos insulares: islas (1 218), arrecifes y bajos (75), islotes (31), cayos (17), rocas (12), barras (8), morros (3) y banco (1).

En la figura 1 se puede apreciar la distribución espacial de los elementos insulares, así como el número de islas por ecorregión.

La base de datos reúne además información de características geomorfológicas, físicas, biológicas, amenazas a especies, presencia de endemismos, programas de manejo, impactos antropogénicos y amenazas ambientales, obtenida a partir de diversas fuentes, entre las que destacan el SNIB de la Conabio, fichas técnicas de diversos ejercicios de regionalización como áreas de importancia para la conservación de las aves (AICA) y regiones marinas prioritarias (RMP), decretos y programas de manejo de las AP, así como de artículos científicos y publicaciones arbitradas (cuadro 1).

Riqueza de especies y superficie insular protegida

Con relación al número de especies, se han recopilado hasta la fecha datos de 2 520 especies marinas y 2 348 terrestres registradas en 244 cuerpos insulares (principalmente islas).

El análisis del número de especies registradas mostró que los cuerpos insulares con mayor riqueza de especies marinas son Arrecife Alacranes (714), isla Clarión (685), Banco Chinchorro (580), isla Cozumel (497) e isla Espíritu Santo (443). En cuanto a la riqueza de especies terrestres: Tiburón (574), Espíritu Santo (487), Cozumel (454), isla San José (429) e isla Cerralvo (354). En la figura 2 se presentan las 20 islas con mayor número de especies (terrestres y marinas) registradas en la base de datos.



Figura 1 Distribución de los elementos insulares en el territorio nacional. Se muestra el número de islas por cada ecorregión marina.

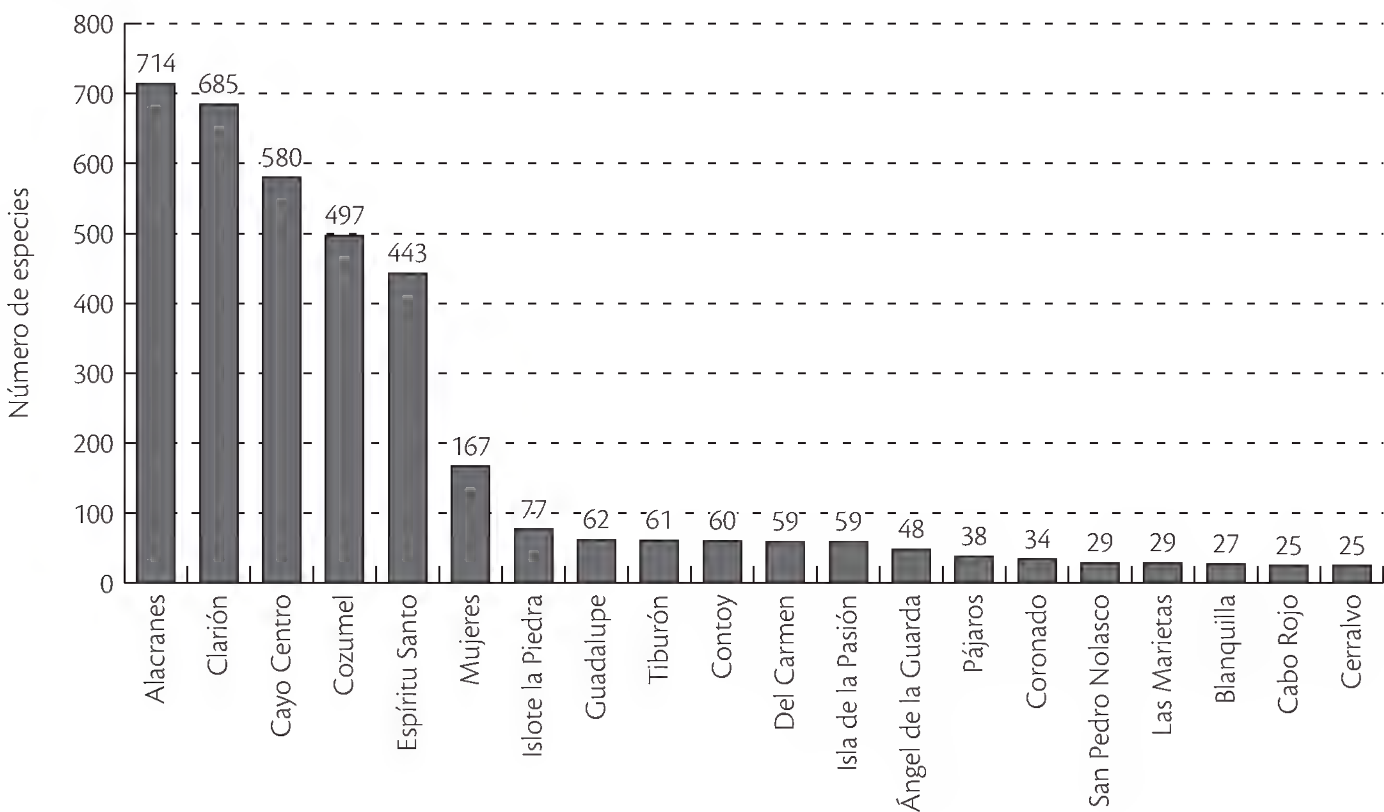
Cuadro 1 Fuentes de información de la base de datos

Institución	Información
Conabio	• Registros de especies del Sistema Nacional de Información Biológica (SNIB) • Islas que tienen algún área de importancia para la conservación de aves (AICA) o que se encuentran dentro de alguna región marina prioritaria (RMP)
INEGI	• Cartografía que incluye la última versión (2005) de INEGI de las islas de México
Conanp	• Programas de manejo de islas decretadas como AP • Cobertura geográfica de las islas del Golfo de California
TNC	• Documentos y artículos sobre islas

Los estudios de biogeografía de islas han demostrado ampliamente la relación positiva entre la superficie de las islas y su riqueza de especies (MacArthur y Wilson 1967; Wilson 1989). La información recopilada en la base de datos mostró una tendencia general que coincide con lo propuesto anteriormente (Fig. 3). Sin embargo, aún se observan grandes vacíos de información en islas como Tiburón y Ángel de la Guarda, en las que se esperaría una riqueza de especies mayor por su tamaño. En contraparte destacan los casos de las islas Contoy, Espíritu Santo y Clarión, así como del Banco Chinchorro, donde la riqueza de especies es relativamente elevada a pesar del tamaño reducido del cuerpo insular.

Se conoce que, además de la extensión de una isla, el número de especies está determinado en buena medida por su cercanía al continente, lo que facilita la migración de especies desde este. Sin embargo, no es el caso de Isla Clarión, ya que no se ubica cerca del continente. La mayor riqueza a la esperada en Contoy, Espíritu Santo y Clarión se debe, seguramente, a mayor investigación, gracias a que estas islas han tenido financiamiento público y privado que ha permitido tener presencia

Recuadro 16.2 [*continúa*]



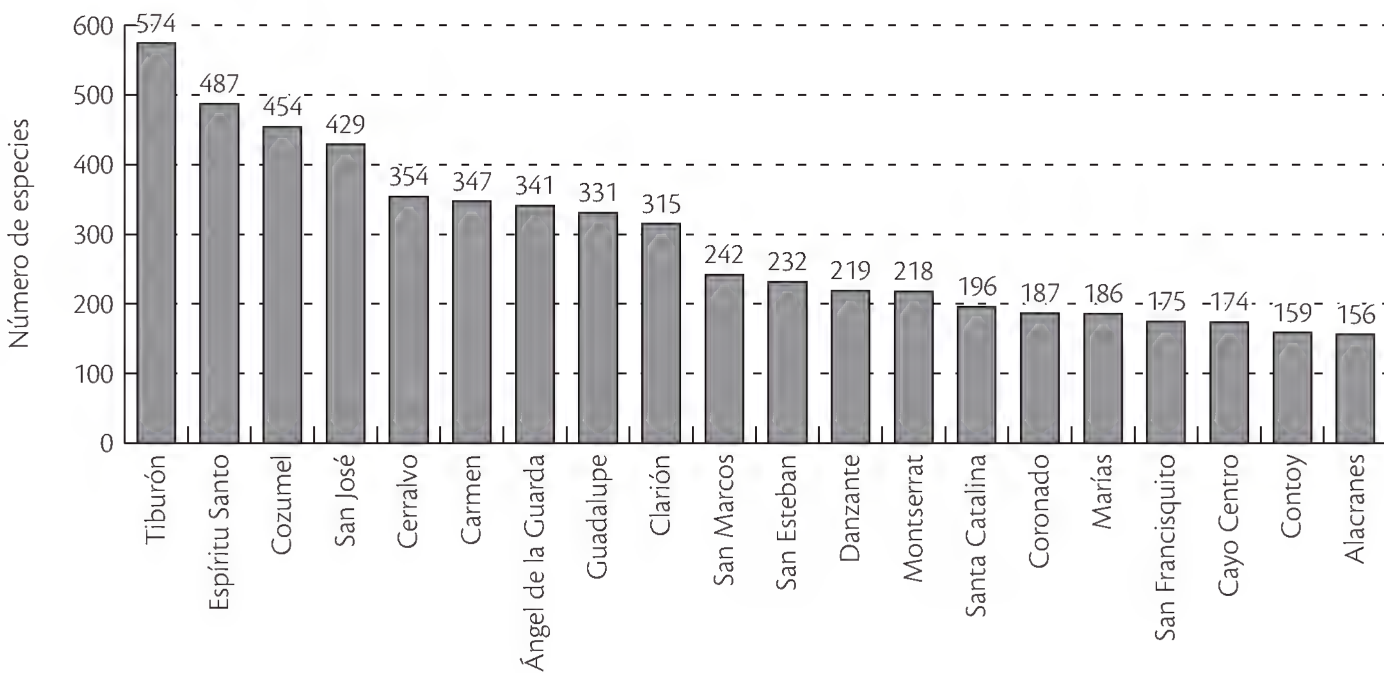


Figura 2 Islas con mayor número de especies ***(a)*** marinas y ***(b)*** terrestres registradas en la base de datos.

y estudios. Estos resultados pueden usarse como base para detectar vacíos en la información disponible hasta el momento, así como para revelar posibles centros de endemismo.

Las condiciones de aislamiento, origen y procesos evolutivos propios de las islas han originando un elevado números de endemismos; sin embargo, la detección de estos no es una tarea fácil de realizar, pues a pesar de que se conocen casos muy particulares para algunas islas, con frecuencia no se cuenta con los estudios suficientes para asegurar el endemismo estricto (de una sola isla) o compartido (entre varias islas) de especies insulares o con la ecorregión terrestre a la que se asocia dicho cuerpo insular. Dicha situación es aún más compleja cuando se habla de endemismo en las especies de ambientes marinos.

No obstante, durante la recopilación de información, se registraron 175 especies (132 terrestres y 43 marinas) y 55 subespecies terrestres endémicas estrictas asociadas a 42 islas, siendo Guadalupe, Cerralvo, Tiburón, Espíritu Santo, Santa Catalina, Ángel de la Guarda, San Esteban y Socorro las que tienen verificados hasta la fecha un mayor número de endemismos estrictos, con más de diez especies cada una de ellas (Fig. 4). En cuanto al endemismo compartido, existen

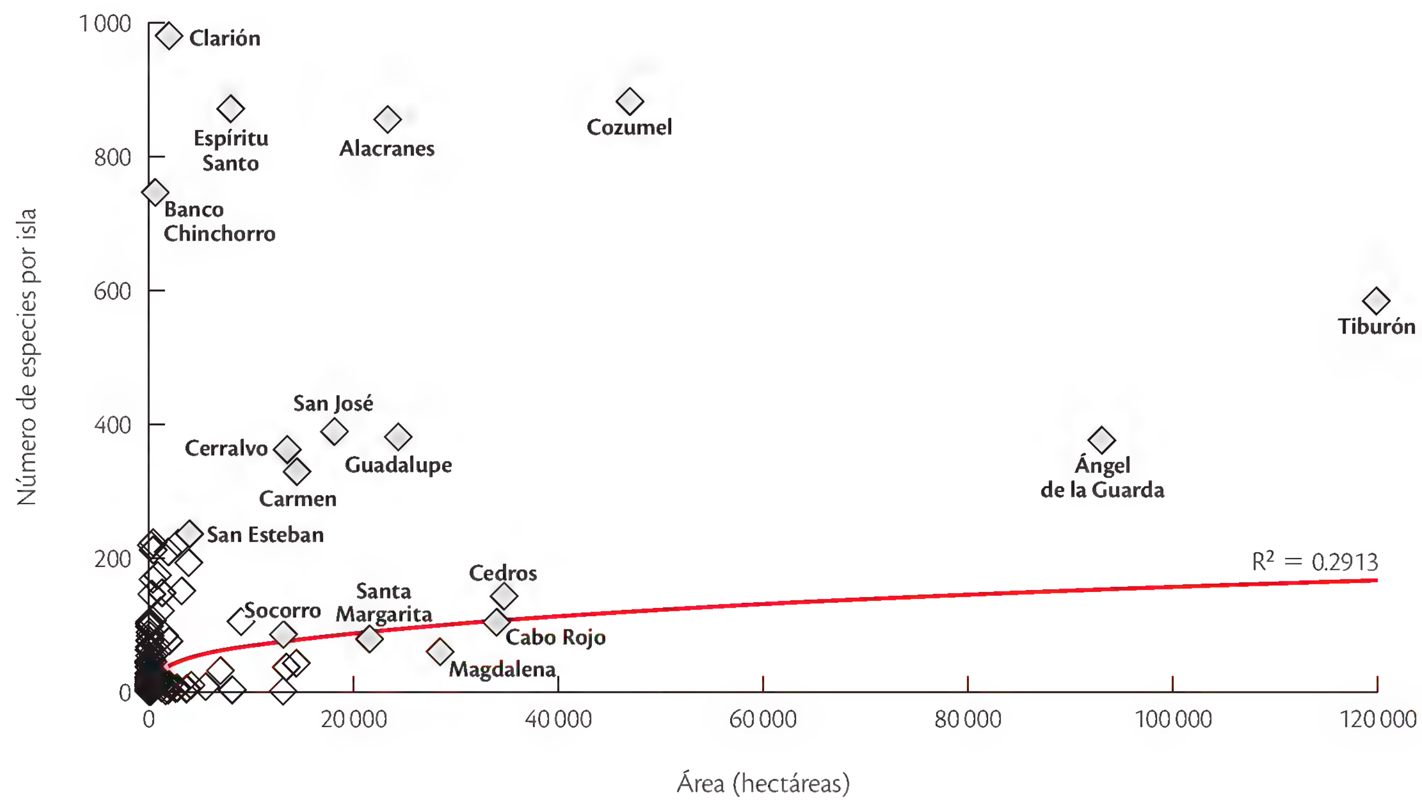


Figura 3 Relación del área insular con el número de especies registradas en la base de datos. Más de 90% de los cuerpos insulares tienen un área menor de 10 000 hectáreas. La línea muestra la tendencia de la correlación entre ambas variables.

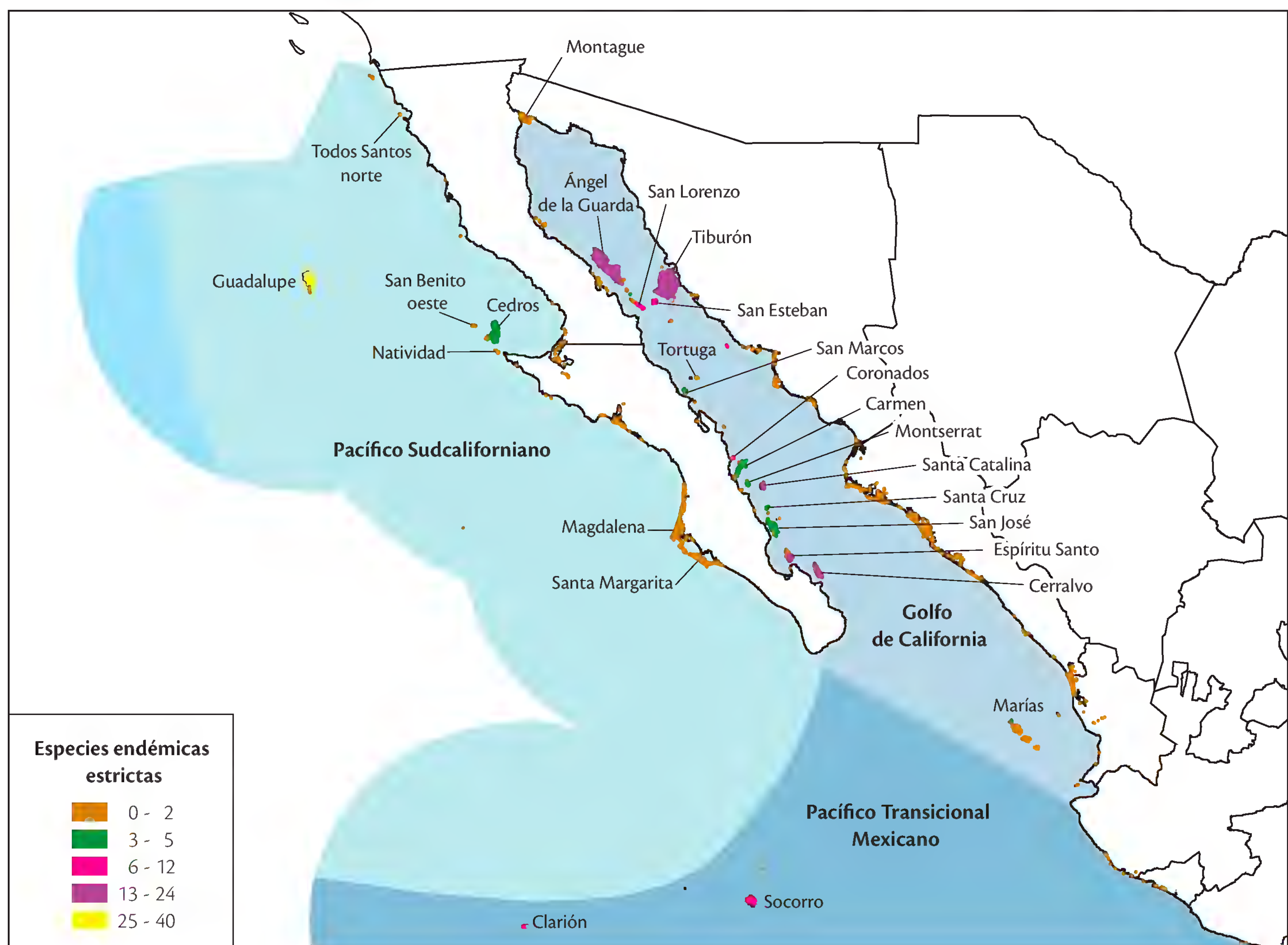


Figura 4 Endemismos estrictos en islas del noroeste de México.

Recuadro 16.2 [*concluye*]

registros de 189 especies (139 terrestres y 50 marinas) y 49 subespecies (45 terrestres y 4 marinas) asociados a 79 islas. Las de valores mayores fueron Espíritu Santo (42 especies), Clarión (35), Ángel de la Guarda (22), Guadalupe (19), San Esteban (18), San José (18), Partida (16), Cerralvo (16), Santa Cruz (14), María Cleofas (13), Salsipuedes (13) San Lorenzo y Tiburón (Fig. 5).

Las islas Espíritu Santo y Guadalupe han registrado el mayor número de endemismos insulares hasta la fecha. Sin embargo, aún queda mucho que investigar referente al conocimiento de la biodiversidad insular, así como de sus endemismos. Estudios de dicha índole contribuirán en mayor grado al conocimiento de las amenazas presentes y potenciales de la biodiversidad insular.

A pesar del escaso conocimiento que se tiene de la biodiversidad insular, las islas han sido consideradas en la declaración de AP, así como en ejercicios de regionalización y detección de sitios para la conservación. Los cuadros 2 y 3 presentan un resumen del análisis de la representatividad de los cuerpos insulares en el que se observa que más de 50% de los mismos han sido incluidos en dichas áreas, regiones y sitios. Cabe destacar que pese a la diferencia en los objetivos de creación de cada uno de estos ejercicios, siempre se han considerado los cuerpos insulares, principalmente por la importancia de su diversidad biológica, así como por su elevado número de endemismos.

La elaboración de la base de datos sobre la biodiversidad insular a escala nacional es un proceso incipiente que necesita el trabajo conjunto de instituciones gubernamentales y académicas, así como la participación activa de especialistas que validen y actualicen la información existente y que desarrollen nuevas investigaciones. Se espera que este trabajo sea una plataforma para la compilación de información relacionada con los cuerpos insulares de México y para realizar otros análisis encaminados a la toma de decisiones en materia de conservación, restauración, manejo sustentable e investigación.

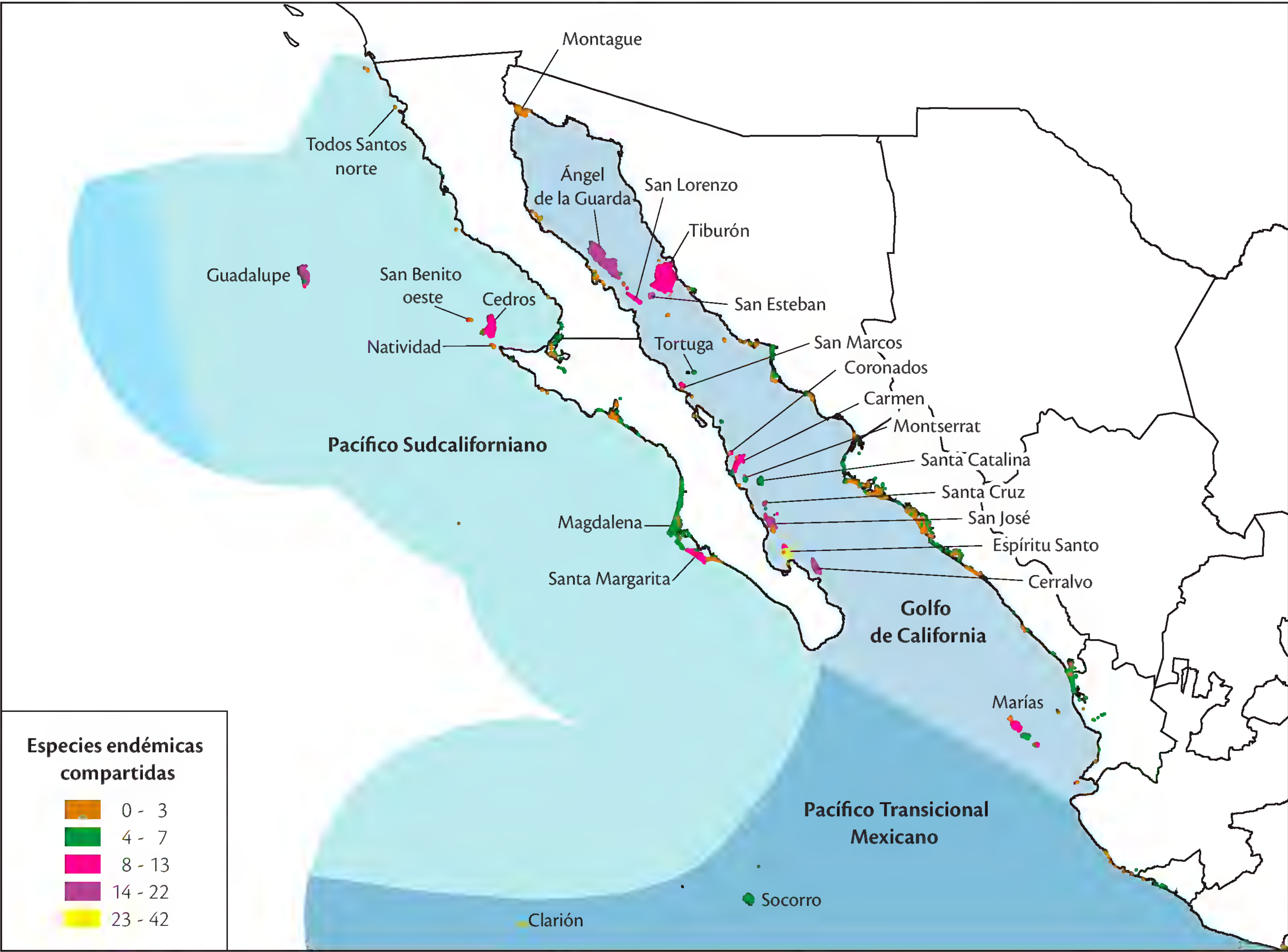


Figura 5 Endemismos compartidos en islas del noroeste de México.

Cuadro 2 Porcentaje de traslape de los cuerpos insulares con las AP federales costeras, los sitios prioritarios para la conservación, las RMP y las AICA

	Número	Área total (hectáreas)	Área de traslape con AP (%)	Área de traslape con sitios prioritarios (%)	Área de traslape con RMP (%)	Área de traslape con AICA (%)
Cuerpos insulares	1 365	739 850.76	68.3	90.2	96.4	80.3

Cuadro 3 Porcentaje de traslape de las AP federales costeras, los sitios prioritarios para la conservación, las RMP y las AICA con los cuerpos insulares

	Área total (hectáreas)	Sitios	Sitios con islas	Área traslapada con islas (%)
AP	12 443 615.20	58	34	4.1
Sitios prioritarios para la conservación	34 230 500.30	105	58	1.9
RMP	137 861 985.39	70	50	0.5
AICA	30 965 520.26	218	56	1.9

16.3.3 Identificación de sitios marinos de importancia para la conservación

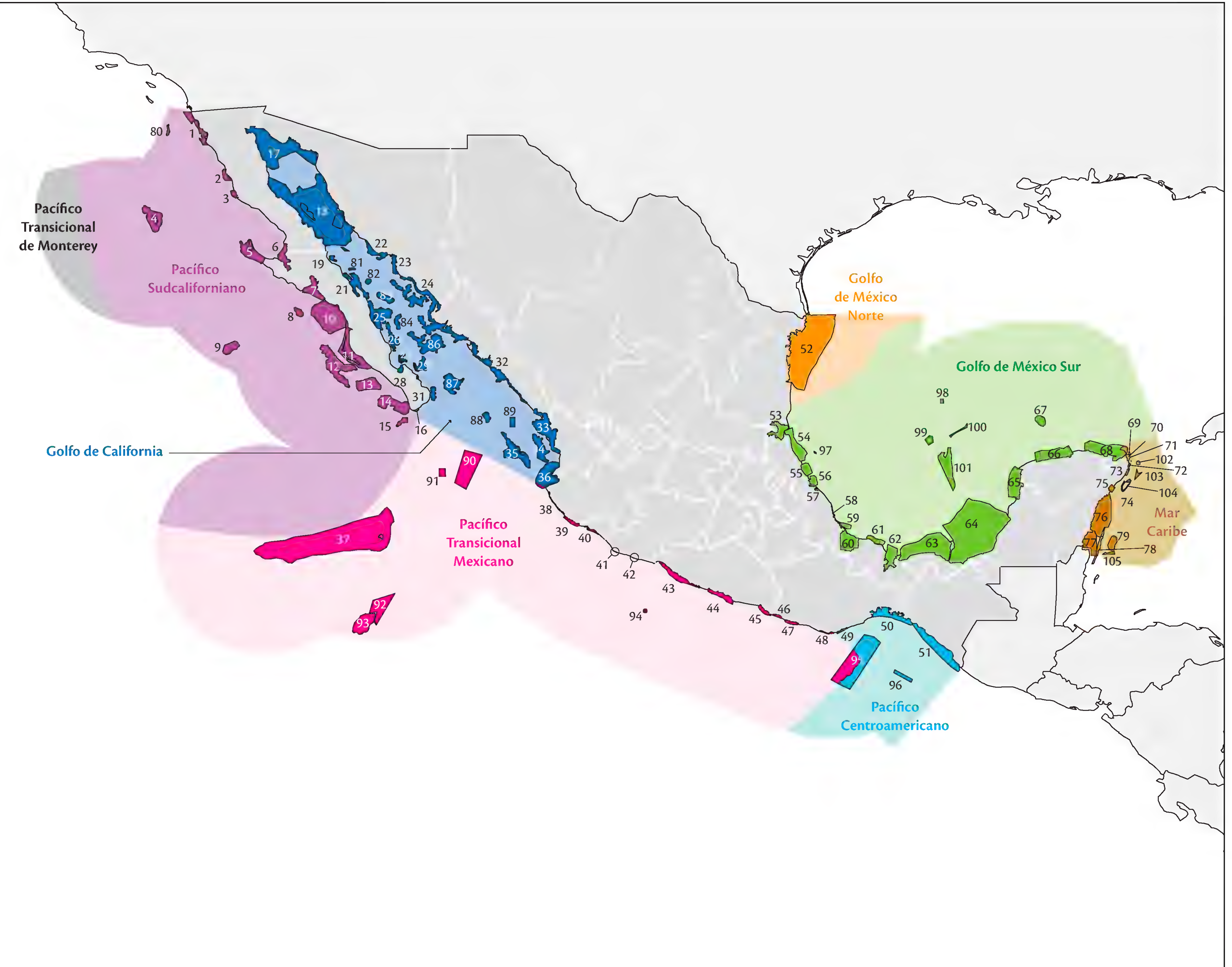
Se identificaron 105 sitios marinos prioritarios, que representan aproximadamente 34 millones de hectáreas, de los cuales 79 (84.14%) corresponden a los sitios costeros y de margen continental (SC), que incluyen diversos elementos insulares, y 26 (13.86%) a los sitios de mar profundo (SMP) (cuadro 16.10, Fig. 16.9; véanse detalles en Conabio *et al.* 2007a, b). La Laguna Makax representa el área más pequeña, con 5.15% de la superficie costera total, mientras que el Archipiélago de Revillagigedo tiene el área más extensa, con 13.88%. Los SMP están representados en su área más pequeña por la Cuenca de Las Ánimas con tan solo 0.03% respecto a la superficie total de mar profundo y en su área más grande por la Dorsal de Tehuantepec con 29.78 por ciento.

Cuadro 16.10 Resumen de los sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad marina

Sitio	Área (hectáreas)	Porcentaje	Sitios	Porcentaje
Costeros	29 486 879.95	86.14	79	75.24
De mar profundo	4 743 620.35	13.86	26	24.76
Total	**34 230 500.30**	**100**	**105**	**100**

Los SC abarcan un gran número de rasgos morfológicos interconectados o aislados —lagunas costeras, esteros y planicies de inundación, bahías, deltas— que albergan una gran variedad de hábitats entre los que sobresalen los manglares, marismas, praderas de pastos marinos, dunas costeras, arrecifes de coral, costas rocosas y playas. Algunos de ellos representan áreas de crecimiento, reproducción y refugio de un gran número de especies residentes y migratorias y de colonización, de algas incrustantes, moluscos y crustáceos. También están incorporados otros rasgos geomorfológicos importantes como el insular y el arrecifal rocoso y coralino, los cuales forman barreras asociadas directa o indirectamente con la línea de costa terrestre y son habitados por una gran diversidad de flora y fauna, mucha de ella endémica y de importancia comercial. Además de esta complejidad de origen y evolución geológica, se incluyen factores como aportes fluviales continentales y variabilidad climática, los cuales ejercen un efecto diversificador sobre los ecosistemas costeros, especialmente en las especies endémicas de importancia ecológica y pesquera. Por último, se identificaron varios procesos oceanográficos relevantes a escala ecorregional (Conabio *et al.* 2007a).

Los procesos oceanográficos representan dinámicas propias de los sitios marinos, por lo que su identificación nos permite entender el valor de los mismos como sistemas altamente dinámicos y complejos. La incorporación de dichos procesos debe tomarse en cuenta para la iden-


Pacífico Transicional de Monterey
Pacífico Sudcaliforniano
Golfo de California
Pacífico Transicional Mexicano
Golfo de México Norte
Golfo de México Sur
Mar Caribe
Pacífico Centroamericano

1 Corredor pesquero Tijuana - Ensenada
2 Bahía San Quintín - Isla San Martín
3 Bahía El Rosario - Isla San Jerónimo
4 Isla Guadalupe
5 Punta Eugenia - Isla Cedros
6 Sistema lagunar Ojo de Liebre - Guerrero Negro - Manuela
7 Sistema lagunar San Ignacio
8 Bajo Rosa
9 Rocas Alijos
10 Plataforma continental San Ignacio - Bahía Magdalena
11 Bahía Magdalena - Las Almejas
12 Banco Petrel
13 Banco Morgan
14 Banco Golden Gate
15 Banco San Jaime
16 Cabo San Lucas
17 Alto Golfo de California
18 Grandes islas del Golfo de California
19 Plataforma y talud continental de Bahía San Carlos
20 Isla Tortuga
21 Plataforma y talud continental de Bahía Concepción
22 Corredor pesquero Himalaya - Guaymas
23 Corredor pesquero Bahía Guásimas - Estero Lobos
24 Corredor pesquero Estero Tobari - Bahía Santa María
25 Plataforma y talud continental de Bahía de Loreto
26 Isla Santa Catalina - Isla San José
27 Isla Espíritu Santo y talud continental
28 Bahía de la Paz
29 Isla y Fractura Cerralvo
30 Bahía Los Muertos
31 Cabo Pulmo y Cañón submarino
32 Corredor pesquero Bahía Santa María - Sistema lagunar Huizache - El Caimanero
33 Corredor pesquero Laguna El Caimanero - Marismas Nacionales
34 Isla Isabel
35 Islas Marías y talud continental
36 Chacala - Bahía de Banderas
37 Archipiélago de Revillagigedo
38 Mismaloya - Bahía de Chamela
39 Corredor costero Careyes - Barra de Navidad
40 Laguna Cuyutlán - Río Armería
41 Playas Colola - Maruata
42 Playas Mexiquillo - Caleta de Campos
43 Playas Petacalco - Piedra de Tlacoyunque
44 Sistema lagunar Mitla - Chautengo
45 Punta Maldonado
46 Laguna Corralero
47 Sistema lagunar Chacahua - Pastoría
48 Playas Santa Elena - Escobilla - Coyula
49 Bahías de Huatulco - Barra de La Cruz
50 Sistema lagunar del Golfo de Tehuantepec
51 Sistema lagunar Chiapaneco
52 Laguna Madre
53 Humedales costeros del sur de Tamaulipas
54 Lagunas Pueblo Viejo - Tamiahua
55 Humedales costeros y Arrecifes de Tuxpan
56 Humedales costeros del Río Tecolutla - Bajos del Negro
57 Ciénega del Fuerte de Anaya - Río Nautla
58 Humedales costeros del centro de Veracruz
59 Sistema arrecifal veracruzano
60 Sistema lagunar de Alvarado
61 Plataforma continental frente a Los Tuxtlas
62 Cuenca baja y delta del Río Coatzacoalcos
63 Humedales costeros y plataforma continental de Tabasco
64 Laguna de Términos
65 Los Petenes - Ría Celestún - El Palmar
66 Plataforma continental de Dzilam
67 Arrecife Alacranes
68 Humedales costeros y plataforma continental de Cabo Catoche
69 Isla Contoy
70 Laguna Chacmochuk - Arrecife de La Cadena
71 Laguna Makax
72 Sistema lagunar Nichupté
73 Humedales costeros y Arrecife de Puerto Morelos
74 Isla Cozumel
75 Ríos subterráneos y caletas de Akumal - Tulum
76 Humedales costeros y arrecife de Sian Ka'an
77 Bahía de Chetumal
78 Humedales costeros y arrecife de Xcalak - Majahual
79 Banco Chinchorro
80 Montes submarinos de la Cuenca de San Clemente
81 Cuenca de San Pedro Mártir
82 Ventilas hidrotermales de la Cuenca de Guaymas
83 Cuenca del Carmen
84 Talud continental frente a la Isla Santa Catalina
85 Infiltraciones de metano de la Cuenca de Las Ánimas
86 Cuenca Farallón
87 Montaña Alarcón - Cuenca Pescadero
88 Talud continental Sinaloa
89 Dorsal y Cuenca de Nayarit
90 Montes submarinos del Pacífico oriental
91 Dorsal del Pacífico oriental
92 Montes submarinos de Los Matemáticos
93 Montaña submarina del Pacífico oriental
94 Volcán submarino 7
95 Dorsal de Tehuantepec
96 Trinchera mesoamericana de Tehuantepec
97 Arrecife profundo de Cabo Rojo
98 Montes submarinos de Sigsbee
99 Volcán submarino Chapopote
100 Escarpe de Campeche
101 Cañón submarino de Campeche
102 Montes submarinos del NW del Caribe
103 Cordillera Cozumel y Arrow Smith
104 Arrecife profundo de Cozumel
105 Banco Chinchorro profundo

Figura 16.9 Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad marina en México. Los colores indican las ecorregiones marinas en las que se ubican los sitios.

tificación de los sitios prioritarios, así como para el establecimiento de normas o planes de manejo de las áreas en cuestión (Conabio *et al.* 2007a, b).

La escala a la que ocurren los procesos a los que hacemos referencia en este texto es ecorregional, es decir, son macroescalares. Sin embargo, debemos tener en cuenta que estos afectan a una gran variedad de procesos meso y microescalares de los que dependen la mayoría de las dinámicas que constituyen los sistemas marinos.

16.3.4 Análisis de vacíos y omisiones para la conservación de la biodiversidad marina

Para evaluar el nivel de representatividad de los 105 sitios prioritarios se analizó su distribución y cobertura respecto a las ecorregiones marinas para Norteamérica de nivel I (NI) definidas por la cca (Wilkinson *et al.* en prensa). De las ocho ecorregiones que comprende el mar territorial de México sobresalen, por su magnitud en cobertura de la zona económica exclusiva (zee), la del Pacífico Transicional Mexicano con 33.06% y la del Pacífico Sudcaliforniano con 25.57% (cuadro 16.11) (Conabio *et al.* 2007a, b).

En la ecorregión del Golfo de California se identificó la mayor proporción de superficie de sc (29.60%). Esto se debe a que el Golfo de California ha sido una de las regiones marinas mejor estudiadas y donde se han llevado a cabo diferentes ejercicios con miras a la conservación; incluso es la única que cuenta con un ordenamiento ecológico marino (Semarnat 2006b). En la ecorregión Golfo de México Sur la superficie de los sc suma 23.93%, mientras que los smp representan 10.57% del total. Por el contrario, en la ecorregión Pacífico Transicional Mexicano, los smp representan 43.16% de la superficie total y los sc solo 16.02%. Estas diferencias en la superficie de los sitios identificados como prioritarios reflejan el grado de conocimiento que existe para las ecorregiones, así como la diversidad de los ambientes que presentan o que al menos se han podido estimar. Cabe mencionar que en la ecorregión Pacífico Transicional de Monterey no se identificó ningún sitio prioritario, debido a que ocupa solo una pequeña parte de la zona oceánica y ninguna isla (véase el cuadro 16.12).

Con relación al número de sitios prioritarios por ecorregión, las mayores diferencias se observan entre el Golfo de California y el resto de las ecorregiones, así como al comparar el número de sc con los smp. La ecorregión con mayor número de sitios costeros y de mar profundo es la del Golfo de California, que representa 28.75% de su superficie (Fig. 16.10). Le siguen en orden descendente la ecorregión del Golfo de México Sur con 22.08% de su superficie, la del Pacífico Transicional Mexicano con 19.78%, la del Pacífico Sudcaliforniano con 12.73% y la del Mar Caribe con 3.84%. Es necesario indicar que existe una fuerte diferencia entre el número de smp de la ecorregión del Golfo de California con 28.75% y el del resto de las ecorregiones, siendo la más cercana la del Pacífico Transicional Mexicano con 19.78% de los sitios. Estas diferencias pueden deberse a que la selección de sitios del Golfo de California fue efectuada con base en dos ejercicios previos de planeación y quizá también a que se tiene mayor información que en el caso del resto (cuadro 16.13).

Cuadro 16.11 Ecorregiones marinas de la cca de nivel I por área y porcentaje de superficie que ocupan en la zona económica exclusiva

Ecorregión (er)	Área er (hectáreas)	Porcentaje de superficie de la er en la zee
Pacífico Transicional de Monterey	6 491 070.00	2.07
Golfo de México Norte	7 354 814.56	2.35
Mar Caribe	9 326 041.26	2.97
Pacífico Centroamericano	15 026 800.00	4.79
Golfo de California	26 258 884.28	8.37
Golfo de México Sur	65 254 707.59	20.81
Pacífico Sudcaliforniano	80 175 720.64	25.57
Pacífico Transicional Mexicano	103 668 322.65	33.06
Total	**313 556 360.98**	**100**

Fuente: Wilkinson *et al.* (en prensa).

Cuadro 16.12 Proporción de área que ocupan los sitios prioritarios costeros y de margen continental (SC) y de mar profundo (SMP) para cada ecorregión marina

Ecorregión	Área SC (hectáreas)	Superficie SC (%)	Área SMP (hectáreas)	Superficie SMP (%)	Área SC + SMP (hectáreas)	Superficie SC + SMP (%)
Pacífico Transicional de Monterey	0	0	0	0	0	0
Mar Caribe	1 238 341.15	4.20	76 215.31	1.61	1 314 556.46	3.84
Pacífico Centroamericano	953 704.03	3.23	979 842.78	20.65	1 933 546.81	5.65
Golfo de México Norte	2 455 673.88	8.33	0	0	2 455 673.88	7.17
Pacífico Sudcaliforniano	4 332 997.91	14.69	25 286.25	0.53	4 358 284.16	12.73
Pacífico Transicional Mexicano	4 722 717.51	16.02	2 047 560.74	43.16	6 770 278.25	19.78
Golfo de México Sur	7 056 512.04	23.93	501 594.45	10.57	7 558 106.49	22.08
Golfo de California	8 726 933.43	29.60	1 113 120.82	23.46	9 840 054.25	28.75
Total	**29 486 879.95**	**100**	**4 743 620.35**	**100**	**34 230 500.30**	**100**

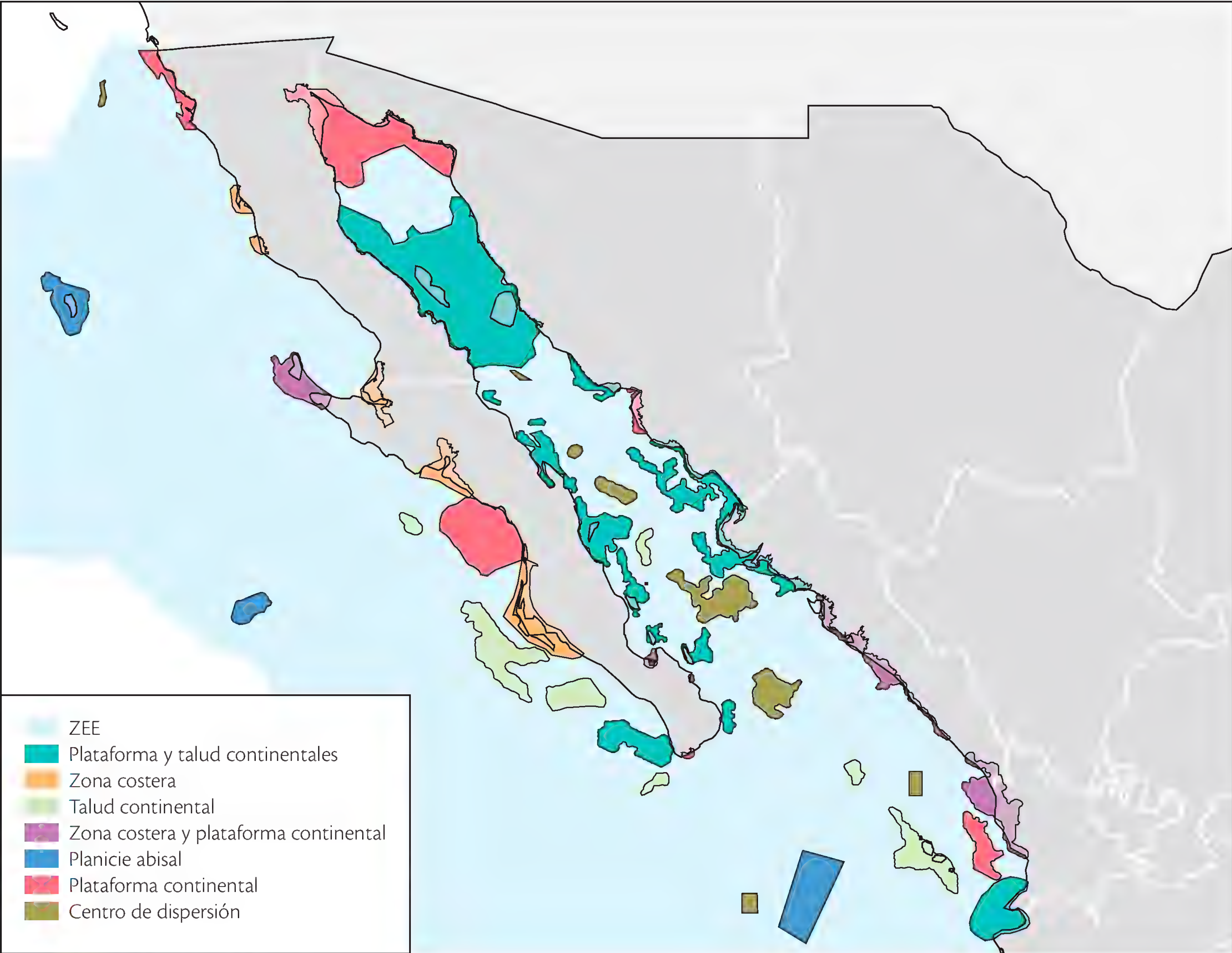


Figura 16.10 Fisiografía de los sitios prioritarios del Golfo de California.

Cuadro 16.13 Número de sitios costeros y de margen continental (SC) y de mar profundo (SMP) para cada ecorregión marina

Ecorregión	SC	SMP	SC + SMP	SC + SMP (%)
Pacífico Transicional de Monterey	0	0	0	0
Golfo de México Norte	1	0	2	0.91
Pacífico Centroamericano	3	2	5	4.55
Pacífico Transicional Mexicano	13	6	19	18.18
Mar Caribe	11	4	15	14.55
Pacífico Sudcaliforniano	15	1	16	15.45
Golfo de México Sur	16	5	21	19.09
Golfo de California	21	9	30	27.27

Nota: el número total de SC es 79 y de SMP 26. Los SC Humedales Costeros y Plataforma Continental de Cabo Catoche están compartidos por las ecorregiones Mar Caribe y Golfo de México Sur; el SC Cabo San Lucas está compartido por las ecorregiones Pacífico Sudcaliforniano y Golfo de California. El SMP Dorsal de Tehuantepec está compartido por las ecorregiones Pacífico Transicional Mexicano y Pacífico Centroamericano.

Actualmente existen por lo menos 58 AP federales marinas con objetos de conservación marinos, que incluyen playas de anidación de tortugas, lagunas costeras, arrecifes de coral e islas, entre otros. Las áreas protegidas marinas de México abarcan actualmente 4 336 513 hectáreas, superficie que equivale a 20.85% del mar territorial, 11.04% de su plataforma continental y 1.38% de la ZEE (capítulo 9 de este volumen).

La representatividad del número de AP marinas respecto a los sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad marina se traslapa en 98.28%; esto corresponde a 57 AP que coinciden con 57 SC y un SMP. La superficie total de traslape de los SC y SMP con las AP es de 21.28 y 0.01 por ciento, respectivamente, lo que indica una falta pronunciada de representatividad de los ecosistemas de mar profundo en el sistema de AP del país. Por otra parte, las 58 AP marinas coinciden en superficie en un 50.43% con los sitios prioritarios, lo que es un indicador de que las AP se ubican en sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad marina, pero que es necesario incrementar los esfuerzos de conservación. En este sentido, la identificación de los sitios prioritarios para la conservación resulta ser de gran utilidad como referencia para la creación de nuevas áreas (cuadro 16.14, Fig. 16.11).

El ejercicio de sobreponer los sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad marina con las RMP permite identificar el avance realizado en cuanto al conocimiento de los ecosistemas marinos costeros y de mar profundo. En cuanto a la superficie de traslape, los sitios prioritarios comprenden cerca de 17% de la superficie total de las RMP (cuadro 16.15) (Conabio *et al.* 2007a, b). Esto hace posible confirmar que los sitios prioritarios permiten una mayor resolución para proponer áreas de conservación debido a importantes avances en la información disponible sobre los objetos de conservación.

En este ejercicio se hizo una delimitación más detallada y de mayor resolución de los sitios costeros y oceánicos en comparación con las regiones prioritarias marinas

Cuadro 16.14 Análisis de vacíos y omisiones de los sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad marina, costeros y de margen continental (SC) y de mar profundo (SMP) y las áreas federales protegidas (AP)

Sitio	Área total (hectáreas)	Sitios	Área traslapada (%)	Sitios traslapados	Sitios traslapados (%)
AP federales	12 443 615.20	58	50.43	57	98.28
SC	29 486 879.95	79	21.28	57	72.15
SMP	4 743 620.35	26	0.01	1	3.85
SC+SMP	**34 230 500.30**	**105**	**18.33**	**58**	**55.24**

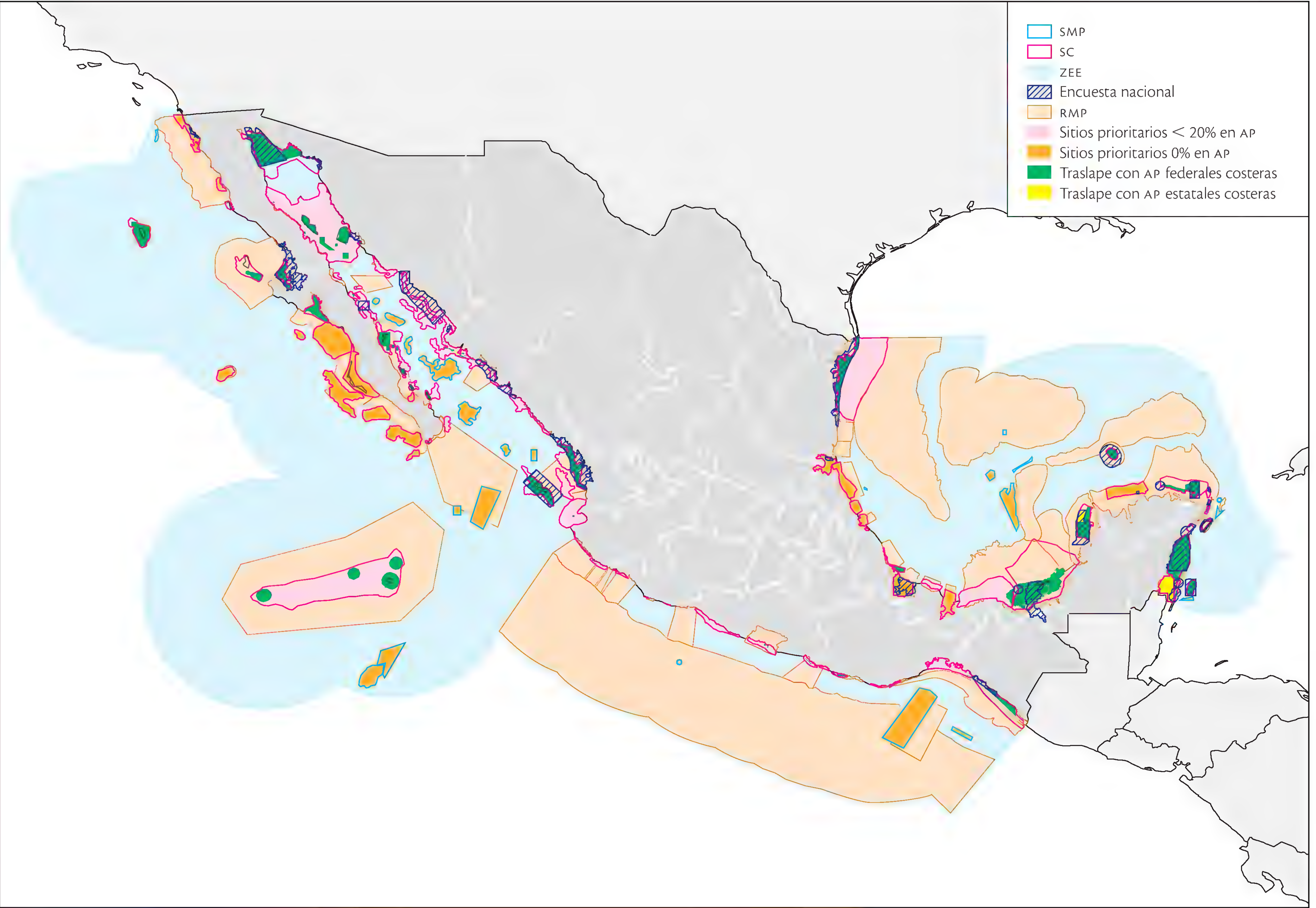


Figura 16.11a Vacíos y omisiones de la biodiversidad marina: los sitios marinos prioritarios y las 58 AP marinas.

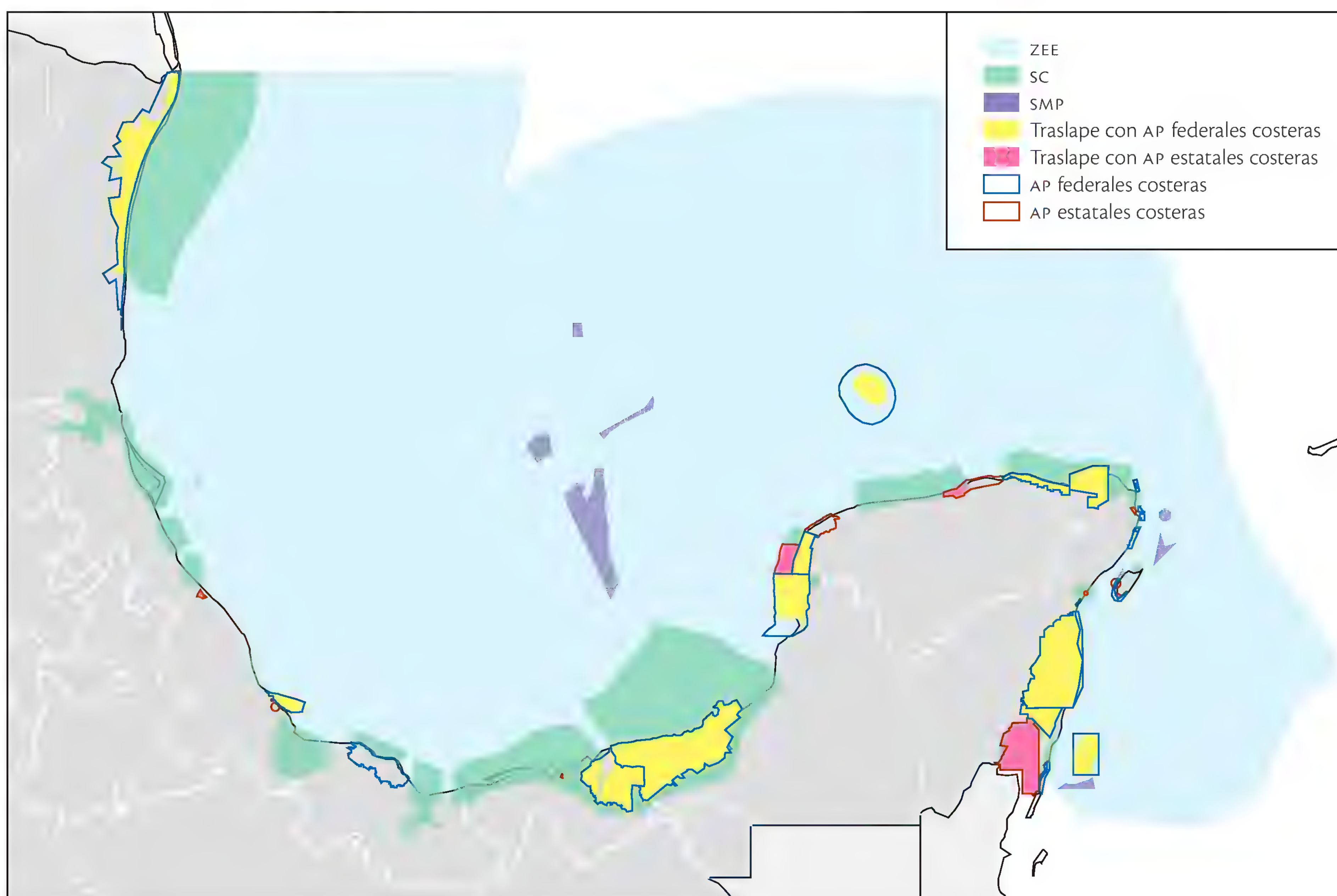


Figura 16.11b Vacíos y omisiones de la biodiversidad marina: acercamiento a las ecorregiones Golfo de México y Caribe Mexicano.

que son áreas generalizadas. Con relación al número de sitios, seis SMP se traslapan con siete RMP oceánicas, lo que en términos de superficie total representa cerca de 2% del área total de las regiones marinas prioritarias oceánicas. Este porcentaje tan bajo refleja una reducción considerable del tamaño de las áreas, resultado del enorme esfuerzo que se ha hecho en los últimos años relacionado con el conocimiento científico de los ecosistemas bentónicos de mar profundo, ya que en la mayoría de los sitios seleccionados se han realizado estudios y se cuenta con información detallada de los mismos. Con respecto al traslape de los SC con las RMP costeras es notable que a pesar de que prácticamente todos los sitios coinciden con una RMP, solo abarcan 34% de la superficie total de las RMP (cuadro 16.15).

En los ambientes marinos, la identificación de 105 sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad marina representa un importante avance en la detección de sitios potenciales para ampliar la cobertura de las AP, aunque de manera paralela enfatiza la necesidad de implementar otros mecanismos e instrumentos de conservación complementarios que permitan su conservación mediante un uso sustentable de los recursos naturales. Posiblemente, en la ecorregión del Golfo de California es donde se tienen las mejores oportunidades de conservación por existir un mayor cúmulo de información, así como instrumentos de política pública que permitirán la solución de problemas ambientales, con la apertura de espacios, vías y mecanismos que garanticen la participación responsable de todos los sectores interesados en el desarrollo económico y social, sin menoscabo de la protección del ambiente.

Por otra parte, resulta fundamental desarrollar estudios e investigaciones enfocados a lograr un mayor conocimiento de la biodiversidad en el resto de las ecorregiones marinas, particularmente del Pacífico Centroamericano. Esto permitirá proteger aquellos ambientes originales que no han sido alterados de manera significativa por la actividad del ser humano y que por sus características o valor necesitan ser preservados o restaurados.

Cuadro 16.15 Porcentaje de traslape de los sitios prioritarios costeros y de margen continental (SC) y de mar profundo (SMP) con las regiones marinas prioritarias (RMP)

Sitio	Área total (hectáreas)	Sitios	Área traslapada (%)	Sitios traslapados	Sitios traslapados (%)
SC	29 486 879.95	79	75.12	73	92.41
RMP costeras	62 093 002.21	62	34.68	59	95.16
SMP	4 743 620.35	26	36.68	6	23.08
RMP oceánicas	75 768 983.18	8	2.30	7	87.50
SC+SMP	**34 230 500.30**	**105**	**69.78**	**81**	**77.14**
RMP	**137 861 985.39**	**70**	**17.33**	**68**	**97.14**

Es aún bajo el nivel de representatividad de los sitios prioritarios en AP existentes y particularmente la biodiversidad de mar profundo no cuenta con protección en lo que respecta a este instrumento de conservación. En este sentido, la identificación y delimitación de los 29 SMP prioritarios para la conservación de la biodiversidad marina resultan ser un herramienta valiosa y útil para dirigir los esfuerzos de conservación, rehabilitación y manejo sustentable.

Cabe señalar que el nivel de detalle con el que se determinaron los sitios prioritarios permitirá acciones de conservación mejor dirigidas y más efectivas. Esto favorecerá la implementación de instrumentos como la política ambiental nacional para el desarrollo sustentable de los océanos y costas (Semarnat 2006a), en la que se establecen estrategias y lineamientos de política pública para fortalecer la gestión ambiental de las zonas costeras y oceánicas de manera integral. Será necesario lograr una coordinación interinstitucional efectiva y una amplia participación social, para garantizar el acceso efectivo a la justicia en materia ambiental. También es fundamental aplicar el enfoque de manejo integral de cuencas y de zonas costeras, valorar económica y socialmente los recursos naturales y los servicios ambientales que estos brindan, en un marco de desarrollo económico y con base en el mejor conocimiento científico de nuestros océanos y costas.

Los ordenamientos territoriales son otro de los instrumentos fundamentales para el cual los resultados de este estudio serán de gran interés. Ejemplos de estos ordenamientos son el Programa de ordenamiento ecológico marino del Golfo de California, que permitirá establecer los lineamientos y previsiones a que deberá sujetarse la preservación, restauración, protección y aprovechamiento sustentable de los recursos naturales existentes en esta región (Semarnat 2006b).

16.4 Conclusiones

Los análisis de la representatividad de las ecorregiones terrestres (NIV) mostraron que cerca de 10% de la superficie continental del país son vacíos en conservación, mientras que 65% de la superficie del país tiene ecorregiones con diferentes niveles de omisiones que varían de 0.00345 a 11.46% de protección, y solo 25% están representadas en los sistemas de AP por arriba de 12% de su área.

Estas cifras, junto con los índices de importancia biológica, riesgo y respuesta (acciones implementadas para la conservación), son un instrumento cuantitativo útil para jerarquizar las ecorregiones de acuerdo con valores de priorización, e indican que a pesar de que México ha alcanzado la cifra de 12% de su área continental, aún es necesario incrementar los esfuerzos de conservación *in situ*, con especial atención en aquellas porciones de sistemas naturales escasa o nulamente representadas en la actualidad en nuestro sistema de AP.

Los análisis de la diversidad terrestre a escalas más finas, mediante la incorporación de numerosos objetos de conservación (n = 1 451) seleccionados de acuerdo con diversos criterios como el riesgo de extinción, rareza, etc., y el impacto que ejercen algunas de las principales amenazas, permiten contar con un panorama nacional necesario para dirigir las acciones hacia la conservación y manejo sustentable, así como tener una mejor representación de la diversidad de los sistemas ecológicos del país en la red actual de AP. No obstante, dada la baja representatividad de los sitios prioritarios para la conservación, aun cuando pudiéramos incrementar la superficie protegida hasta 16.9% de la superficie del país (que corresponde a la superficie que estos sitios ocupan), no lograríamos conservar todos los objetos de conservación de interés ni frenar las amenazas que enfrentan ni tal vez tener áreas representativas capaces de sustentar las poblaciones, por

lo que otras estrategias e instrumentos son fundamentales para mantener la biodiversidad fuera de las AP.

Por otra parte, una de las seis ecorregiones marinas (NI) tiene vacíos tanto en conservación como en identificación de sitios de importancia para la conservación. Fue posible acotar 105 sitios prioritarios con la información sobre su biodiversidad y amenazas, con el propósito de fortalecer los sistemas de AP. Especialmente en el caso de los sitios oceánicos, se logró por primera vez identificar 26 sitios prioritarios de ambientes de mar profundo explícitamente, de los cuales ninguno está representado en las AP.

Las diferencias en las prioridades detectadas en cada ecorregión marina reflejan en cierta medida diferencias importantes en el conocimiento de la biodiversidad. Todavía hay regiones con importantes vacíos de información, como por ejemplo el Pacífico Tropical, por lo cual no fue posible identificar más sitios prioritarios y por ende representar toda la diversidad en esta zona, lo que resalta la importancia de mantener continuamente actualizado el proceso.

El país se enfrenta a un enorme reto para cubrir los vacíos y omisiones de conservación que se han identificado en estos análisis, que incluyen múltiples áreas y sitios dispersos por todo el territorio nacional. Por ello, el desarrollo de estrategias ordenadas y estructuradas será esencial para avanzar en la protección de nuevos sitios prioritarios que consideren una secuencia congruente con las oportunidades y la urgencia de conservación que cada sitio implica. Además, considerar la conectividad de estas áreas es un elemento clave en la planeación de todos los sistemas de AP, lo cual puede procurarse por medio de corredores biológicos.

Es trascendental en el futuro inmediato desarrollar estrategias ecorregionales y particulares adecuadas para cada sitio prioritario. Para lograr una planeación integral de los esfuerzos de conservación es necesaria una síntesis cuantitativa de los análisis de diferentes escalas y, a su vez, considerar los análisis marinos y de cuerpos de agua epicontinentales, para lo cual se llevará a cabo el metanálisis (véase recuadro 16.3, en el CP 3). Es fundamental considerar que los vacíos y omisiones pueden tener opciones diferentes para la conservación y requerir protección con diferentes niveles de urgencia. Para esto, los análisis de factibilidad, costos y financiamiento nos darán criterios para llevar a cabo las acciones de implementación necesarias. Asimismo, será necesario tener criterios consensuados para evaluar la contribución a la conservación de las AP privadas, las UMA, las servidumbres de pagos de servicios ambientales y el papel de empresas particulares que llevan a cabo acciones para la conservación, como es el caso de Cemex. Otro aspecto a considerar seriamente es que los análisis necesitan realizarse y actualizarse periódicamente, tomando en cuenta escenarios de cambio climático, uso y degradación del suelo.

Consideramos que fue crucial hacer una priorización en primer lugar, para después evaluar aquellos sitios con las AP y tener un diagnóstico serio, objetivo e independiente del sistema de AP que no se construyó de modo sistémico ni sistemático, sino casuístico. También consideramos importante que los análisis se hicieran de una manera integral, por ello decidimos integrar diferentes elementos de la biodiversidad y no verlos por separado. Debido al destacado papel que desempeña la actual red de AP es necesario conducir los análisis que faltan, de modo que consideren criterios como la complementariedad y, sobre todo, tratando de que haya —cuando se cuente con esa información— varias poblaciones representadas (o al menos un par de hábitats) por especie. La fortaleza de estos resultados, al haber identificado las prioridades independientemente de las AP, es que sirven de guía no solo para el Sistema Nacional de Áreas Protegidas, sino para otras formas de conservación, y para identificar zonas donde hay que potenciar investigación y desarrollo sustentable. Concluimos que en este caso se ha dado un paso muy grande con respecto a lo que había antes. No obstante, el proceso está aún en desarrollo; falta concluir los análisis de ecosistemas acuáticos epicontinentales e integrar los resultados por medio de un metanálisis, además de que es necesario incluir elementos de gran importancia: la agrobiodiversidad y los escenarios de cambio climático (Peterson *et al.* 2002; Hannah *et al.* 2007).

En síntesis, los análisis de vacíos y omisiones de conservación de México deben culminar necesariamente en la definición de una serie de estrategias que contribuyan a la conservación de una porción representativa y viable de la biodiversidad nacional en el largo plazo, por lo que la adopción de los resultados obtenidos en este análisis deberá reflejarse en programas de conservación que involucren a todos los sectores que contribuyen con este fin. Con la instrumentación de nuevas políticas y la puesta en práctica de acciones de conservación sobre el terreno, derivadas de los resultados del análisis, se podrá justificar la inversión de tiempo y recursos económicos, humanos y técnicos que ha requerido este análisis.

Es evidente que el reto de proteger la biodiversidad en México es de enormes dimensiones y no podrá ser resuelto únicamente con el establecimiento de nuevas AP, sino

con la implementación de otras herramientas y estrategias que se puedan diseñar para complementar exitosamente las acciones de conservación, como los ordenamientos ecológicos y los programas de manejo integrados de costas y mares, particularmente los orientados a las actividades productivas sustentables y los desarrollos turísticos ordenados (Semarnap 2000; Díaz de León *et al.* 2004; Bezaury-Creel 2005; Semarnat 2006a, b). Asimismo, es primordial efectuar en el corto plazo la priorización jerárquica de las áreas y sitios identificados, e integrar los resultados, ya que la conservación de muchos de los sitios marinos prioritarios va a depender de la conservación de ecosistemas costeros y terrestres, particularmente de la conservación de cuencas hidrológicas, que tienen una influencia determinante en varios procesos marinos y están relacionados con la biología de numerosas especies (*e.g.*, manglares y praderas de pastos marinos). Por ello, la agenda de las acciones en este sentido deberá considerar la conservación y el uso sustentable de los recursos con enfoques tierra-mar con una perspectiva integral de paisajes en los que las áreas marinas y terrestres protegidas por distintos mecanismos conformen una red que permita la conectividad funcional de los ecosistemas (Iacobelli *et al.* 2006).

Paralelamente, deberán considerarse las capacidades en recursos humanos, infraestructura y financieros con los que México cuenta, y para que las estrategias sean exitosas será crucial que se fortalezca la corresponsabilidad entre todos los niveles de gobierno y la sociedad civil; que se promueva una serie de condiciones favorables que contribuyan a conservar las prioridades detectadas, incluyendo el impulso de una nueva actitud de la sociedad y los sectores productivos hacia la biodiversidad; que se fomenten la adopción de una cultura ambiental y un cambio en los actuales patrones de consumo de los mexicanos.

El diseño e implementación de acciones que favorezcan la conectividad entre sitios prioritarios, mediante los paisajes dentro y fuera de las AP, con corredores biológicos o UMA, pueden ser algunas de las opciones y los mecanismos de conservación que deben perseguir la consolidación y fortalecimiento de las redes de AP. Sin embargo, dado el elevado número de sitios y áreas que son actualmente vacíos y omisiones de conservación, el diseño e instrumentación de nuevas políticas públicas de Estado que promuevan la transversalidad y la concurrencia de esfuerzos hacia la sustentabilidad de estos sitios, será fundamental. Estas políticas deberán enfocarse al mantenimiento de los procesos ecológicos esenciales que mantengan los paisajes.

El combate intensivo a los factores de amenaza que actualmente actúan sobre los sitios identificados relacionados con las actividades humanas, como la modificación de la cubierta natural por el crecimiento de la frontera agropecuaria, el crecimiento urbano y actividades turísticas no controladas, así como el incremento de la contaminación y la introducción de especies invasoras que causan graves daños a la biodiversidad (capítulo 6 de este volumen), los regímenes de fuego inadecuados, el tráfico ilegal de especies, la tala masiva ilegal, entre otros, deben ser atendidos de manera urgente; de otra forma, algunos ecosistemas podrían deteriorarse a tal punto que la inversión en su restauración para revertir los daños será de varios órdenes de magnitud mayor a lo que actualmente se requiere para mantenerlos. Posponer la conservación ha mostrado tener graves consecuencias, en términos de pérdida de hábitat y capacidades para proteger las especies (Fuller *et al.* 2006).

Entre los mecanismos más viables para la consolidación de mecanismos podría considerarse la ampliación de la red de AP y de los corredores biológicos. Como muestran estos análisis, numerosos sitios prioritarios identificados rodean a las AP, lo cual puede ser una oportunidad para su conservación ya que la influencia ambiental y social del AP vecina aportaría elementos benéficos. Creemos que, en muchos casos, es en estos sitios donde se debe actuar en el corto plazo promoviendo planes de manejo y uso sustentable que fortalezcan acciones de conservación en el área de influencia de las AP. Adicionalmente, se puede considerar la retribución económica por servicios ecosistémicos de áreas prioritarias o que faciliten la conectividad entre estas y las AP. La restauración ecológica de áreas para la conectividad a diversas escalas requerirá activarse en todo el territorio nacional; para ello, las lecciones aprendidas a partir de iniciativas como la del Corredor Biológico Mesoamericano serán de gran valor.

La proyección de escenarios en el contexto del cambio climático global, las redes actuales de AP y los vacíos y omisiones de conservación son el siguiente paso para determinar los sitios prioritarios que podrían ser mayormente afectados, en especial en regiones costeras.

Por último, los análisis deberán actualizarse en la medida en que se valore nueva información, particularmente sobre la resiliencia de los ecosistemas, distribución de las especies y estado de conservación de las poblaciones más vulnerables y las tendencias de las presiones actuales y potenciales para la biodiversidad, entre otras. De hecho, en varios países los análisis de vacíos y omisiones son efectuados periódicamente para redefinir prioridades a la luz

de nuevos datos. Esto será clave para el caso de México, en particular si se considera el todavía relativamente escaso conocimiento en torno a la biodiversidad marina, en especial sobre la carencia de información relacionada con la distribución de numerosos grupos taxonómicos a escalas más finas para todo el país, así como la magnitud y velocidad de los cambios en los factores que amenazan a la biodiversidad, como las tasas de deforestación, la fragmentación de hábitats, el impacto de especies invasoras y la ganadería, para lo cual se requiere información digital, así como modelos de escenarios climáticos más sólidos, de manera que podamos conservar el patrimonio natural de México para las generaciones futuras.

Agradecimientos

A los directivos de nuestras instituciones por confiarnos la conducción de estos análisis, sobre todo a Ana Luisa Guzmán y Rosario Álvarez. Queremos expresar un agradecimiento muy especial a Romeo López por su colaboración en el desarrollo del sitio *wikigap*, que ha sido fundamental en el proceso, a Antonio Moreno por su apoyo en los análisis ecorregionales, y a Michael Scott, por compartir sus ideas y sugerencias en el desarrollo de los análisis ecorregionales. A quienes nos han apoyado con todas las tareas logísticas para el desarrollo de los talleres, en particular a Nubia Morales, Gloria Espinosa y Magali Santillán, quien además nos brindó su apoyo en los análisis marinos y de islas. A todos los investigadores que han documentado la biodiversidad de México y han contribuido a generar el Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad y al personal de la Dirección Técnica de Análisis y Prioridades de la Conabio, que ha integrado la información básica que ha sido fundamental para el análisis, especialmente a Eduardo Morales, Juan Manuel Martínez, Cecilia Fernández, Susana Ocegueda, Rocío Villalón y Ariadna Marín. También agradecemos, de la Dirección General de Bioinformática, a Raúl Jiménez, Rainer Ressel y Enrique Muñoz por facilitar el trabajo del personal de la Subdirección de Sistemas de Información Geográfica, así como a Abraham Alvarado por su apoyo para recibir las respuestas de la encuesta nacional. A todos los participantes de los diferentes grupos de trabajo y los talleres técnicos que se realizaron durante este proceso: a Jordan Golubov, Humberto Berlanga, José Manuel Espinoza, Constantino González, Paola Mosig y Hesiquio Benítez. Nuestro agradecimiento también a Ana Ortiz Monasterio, quien nos hizo valiosas sugerencias para hacer el análisis de qué tipo de instrumentos tienen participación ciudadana y cuál podría ser una secuencia lógica para incrementar las áreas bajo protección.

Para la realización del taller marino contamos con el apoyo del Early Action Grant Fund de TNC y de la Oficina de Desarrollo Regional Sostenible, División de América Latina y el Caribe, de la Agencia de Estados Unidos para el Desarrollo Internacional y de The Nature Conservancy, dentro del Programa Parques en Peligro.

Notas

1 Nos referimos a las AP federales, estatales, municipales, comunales y privadas.
2 A lo largo del capítulo se hace referencia a los ambientes marinos, que incluyen costas, océanos e islas, en sentido amplio (véase el recuadro 2).
3 La Cop 7 fue celebrada en 2004 en Kuala Lumpur, Malasia.
4 Un elemento clave en la visión estratégica de México para atender el Programa de trabajo fue la suma de esfuerzos de diversas instituciones. Cabe destacar que al término de la Cop 7, las organizaciones civiles TNC, WWF y CI firmaron una carta compromiso con el secretario de la Semarnat para sumarse a los esfuerzos encabezados por el gobierno, por medio de la Conabio y la Conanp, al que posteriormente se sumaron más organizaciones y especialistas.
5 Las ecorregiones fueron originalmente propuestas por el WWF para definir áreas extensas de tierra o agua que contiene un conjunto geográficamente distintivo de comunidades naturales que comparten la gran mayoría de sus especies y dinámicas ecológicas, así como condiciones medioambientales similares e interactúan ecológicamente de manera determinante para su subsistencia a largo plazo. Este término ha sido adoptado por otras organizaciones civiles, con el propósito de definir prioridades. Sin embargo, varias organizaciones civiles internacionales han identificado elementos que permiten definir sus prioridades para invertir en la conservación.
6 Dada esta escala, todas las áreas con superficie menor de 100 hectáreas se eliminaron de la cobertura, ya que resultan imperceptibles por ser menores que la superficie mínima cartografiable. No obstante, estas áreas se considerarán posteriormente en el metaanálisis que incluirá todos los elementos del análisis de todas las escalas.
7 Hacemos notar que, por convención, los porcentajes de cobertura y representatividad hacen referencia a la superficie plana estimada en un SIG, pero es fundamental considerar el volumen, tanto en los ambientes terrestres (superficies con orografía más accidentada tienen mayores áreas) como en los marinos (profundidad de la columna de agua).

8 Los porcentajes pueden variar una o dos décimas porcentuales dependiendo de la fuente de información utilizada respecto a la superficie continental.

9 El nombre del algoritmo templado simulado (*simulated annealing*) se basa en la analogía con el proceso físico de enfriamiento de un sólido, en el que se van reorganizando sus partículas hasta conseguir llegar a estados de máxima estabilidad (Kirkpatrick *et al.* 1983).

10 Los autores queremos destacar que se decidió realizar la priorización de sitios como un primer paso previo a los análisis de vacíos y omisiones en conservación *per se,* de manera que permitirá evaluar si efectivamente las AP cubren porciones representativas de la diversidad de ambientes del país, además de que se considera la posibilidad de evaluar otros instrumentos que contribuyen a la conservación *in situ.*

11 La rareza tiene como características niveles poblacionales bajos, especialización del hábitat y áreas de distribución restringida. En este capítulo solo se considera este último criterio.

12 Los costos no se refieren al valor económico de la tierra ni a conflictos sociales. En nuestro caso, se refieren al grado de deterioro ambiental y a actividades antropogénicas que implicarían mayores recursos para lograr la conservación efectiva.

Referencias

Aguirre, R. 2002. *Los mares mexicanos a través de la percepción remota III*. Instituto de Geografía, UNAM-Editorial Plaza y Valdés, México.

Alarcón Guerrero, J. 2002. Programa de georreferencia asistida GEO (v 4.0). Conabio, México.

Andelman S.J., y W.F. Fagan. 2000. Umbrellas and flagships: Efficient conservation surrogates or expensive mistakes? *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **97**: 5954-5959.

Arango, N., D. Armenteras, M. Castro, T. Gottsmann, O. Hernández *et al.* 2003. *Vacíos de conservación del sistema de parques nacionales naturales de Colombia desde una perspectiva ecorregional*. WWF Colombia-Fondo Mundial para la Naturaleza, Cali.

Arizmendi, M.C., y L. Márquez Valdelamar. 2000. *Áreas de importancia para la conservación de las aves en México*. Sección Mexicana del Consejo Internacional para la Preservación de las Aves, A.C., México.

Arriaga, L., E. Vázquez-Domínguez, J. González-Cano, R. Jiménez, E. Muñoz y V. Aguilar (coords.). 1998. *Regiones marinas prioritarias de México*. Conabio, México.

Arriaga, L., J.M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez y E. Loa (coords.). 2000a. *Regiones terrestres prioritarias de México*. Conabio, México.

Arriaga, L., V. Aguilar y J. Alcocer (coords.). 2000b. *Aguas continentales y diversidad biológica de México*. Conabio, México.

Arriaga, L., V. Aguilar, J. Alcocer, R. Jiménez, E. Muñoz *et al.* (coords.). 2002. *Aguas continentales y diversidad biológica de México, escala 1 : 4 000 000.* Conabio, México.

Arrivillaga, A., y N. Windevoxhel. 2008. *Evaluación ecorregional del arrecife Mesoamericano. Plan de conservación marina.* The Nature Conservancy, Guatemala.

Avilés Merens, R., y A. São Avilés. 1995. Metanálisis si; metanálisis no. *Acimed* **3**: 24-29.

Avilés Merens, R., M. Morales Morejón, A. São Avilés y R. Cañedo Andalia. 2004. La colaboración Cochrane en Cuba. Los metanálisis: aproximaciones útiles para su comprensión. *Acimed* **12**(4). Disponible en <*http://bvs.sld.cu/revistas/aci/vol12_4_04/aci04404.htm*> (consultado en junio de 2007).

Ball, I.R. 2000. Mathematical applications for conservation ecology: The dynamics of tree hollows and the design of nature reserves. PhD thesis, University of Adelaide, Adelaida.

Ball, I.R., y H.P. Possingham. 2000. *Marxan (v 1.8.2): Marine reserve design using spatially explicit annealing, a manual*. The University of Queensland, Brisbane.

Balmford, A., L. Bennun, B. ten Brink, D. Cooper, I.M. Côte *et al.* 2005. Ecology: The Convention on Biological Diversity's 2010 target. *Science* **307**: 212-213.

Bezaury-Creel, J.E. 2005. Protected areas and coastal and ocean management in Mexico. *Ocean & Coastal Management* **48**: 1016-1046.

Bezaury-Creel, J.E., J.F. Torres y N. Moreno. 2007. *Base de datos geográfica de áreas naturales protegidas estatales del Distrito Federal y municipales de México para el análisis de vacíos y omisiones en conservación*. 1 capa ArcInfo + 1 archivo de metadatos. TNC-Pronatura-Conabio-Conanp, México.

Brandon, K., L. Gorenflo, A.L. Rodrigues y R.W. Walter. 2005. Reconciling biodiversity conservation, people, protected areas, and agricultural sustainability in Mexico. *World Development* **33**: 1403-1418.

Brown, J.H., y M.V. Lomolino. 1998. *Biogeography*. Sinauer Associates, Sunderland.

Bruntland, G.H. 1987. *Our common future*. Oxford University Press, Nueva York.

Buchmann, S., M.R. Kunzmann, A.J. Donovan y R.J. Hobbs. 1999. *Gap analysis of pollinator (bats, bees, hummingbirds) species richness in Arizona: Implications for conservation biology*, en Proceedings of the 1999 Environmental Systems Research Institute (ESRI) Nineteenth Annual User Conference, 26 a 30 de julio, San Diego. Disponible en <*http://proceedings.esri.com/library/userconf/proc99/proceed/papers/pap530/p530.htm*>.

Buenrostro, A.A. 2004. Evolución del calentamiento superficial estacional del Golfo de California. *GEOS*, **24**, núm. 2, México.

Burgess, N., J. Hales, T. Ricketts y E. Dinerstein. 2006. Factoring species, non-species values, and threats into biodiversity prioritisation across the ecoregions of Africa and its islands. *Biological Conservation* **127** : 383-401.

Burley, F.W. 1988. Monitoring biodiversity for setting priorities in conservation, en E.O. Wilson (ed.), *Biodiversity*. Nacional Academy Press, Washington, D.C., pp. 217-230.

Byrne, C. 2006a. *St. Vincent & the Grenadines protected area system gap assessment*. First Workshop, 9 y 10 de marzo de 2006. CBD-USAID-TNC, Christiansted, St. Croix.

Byrne, C. 2006b. *Grenada protected area system gap assessment*. First Workshop, 6 y 7 de marzo de 2006. CBD-USAID-TNC, Christiansted, St. Croix.

Caicco, S., J.M. Scott, B. Butterfield y B. Csuti. 1995. A gap analysis of the management status of the vegetation of Idaho (USA). *Conservation Biology* **9** : 498-511.

Candela Pérez, J., J. Sheinbaum Pardo, J.L. Ochoa de la Torre y A. Badan Dangon. 2003. La Corriente de Yucatán. *GEOS*, **23**, núm. 2, México.

Cantú, C., J.M. Scott y R.G. Wright. 2001. The Gap Analysis Program on the assessment of nature reserves of Mexico. *Gap Analysis Bulletin* 10. Disponible en <*www.gap.uidaho.edu/Bulletins/10/bulletin10_TOC.htm*>.

Cantú, C., R.G. Wright, J.M. Scott y E. Strand. 2003. Conservation assessment of current and proposed reserves of Tamaulipas state, Mexico. *Natural Areas Journal* **23** : 220-228.

Cantú, C., R.G. Wright, J.M. Scott y E. Strand. 2004. Assessment of current and proposed nature reserves of Mexico based on their capacity to protect geophysical features and biodiversity. *Biological Conservation* **115** : 411-417.

Cantú, C., P. Koleff y A. Lira-Noriega. 2007. Las ecorregiones de la frontera norte de México, en A. Córdova y C. de la Parra (coords.), *Una barrera a nuestro ambiente compartido*. INE-Semarnat-El Colegio de la Frontera Norte-Consorcio de Investigación y Política Ambiental del Suroeste, México, pp. 117-129.

Carrolli, F., y R. Lede. 2004. *Metaanálisis: una valiosa técnica de investigación. Estrategias para la elección del mejor cuidado médico.* Instituto Argentino de Medicina Basada en las Evidencias, en <*http://www.iambe.org.ar/MetanalisisUAI.pdf*> (consultado en junio de 2007).

CCA. 1997. *Regiones ecológicas de América del Norte: hacia una perspectiva común.* Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte. Disponible en <*www.cec.org*>.

Ceballos, G. 1999. Áreas prioritarias para la conservación de los mamíferos de México. *Biodiversitas* **27** : 1-8.

Ceballos, G. 2007. Conservation priorities for mammals in megadiverse Mexico: The efficiency of reserve networks. *Ecological Applications* **17** : 569-578.

Ceballos, G. 2008. Modelado de la distribución de las especies de mamíferos de México para un análisis Gap. EcoCiencia, S.C., bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto DS006, México.

Ceballos, G., P. Rodríguez y R. Medellín. 1998. Assessing conservation priorities in megadiverse Mexico: Mammalian diversity, endemicity and endangerment. *Ecological Applications* **8** : 8-17.

Ceballos, G., H. Gómez de Silva y M.C. Arizmendi. 2002. Áreas prioritarias para la conservación de las aves de México. *Biodiversitas* **41** : 1-7.

Ceballos, G., P.R. Ehrlich, J. Soberón, I. Salazar y J.P. Fay. 2005. Global mammal conservation: What must we manage? *Science* **309** : 603-607.

Cerdeira, S., N. Melo, R. Pérez, I. Victoria y F.E. Müller-Karger. 1998. La densidad de pigmentos fotosintéticos: un indicador del carácter y la intensidad de los procesos oceanográficos en el occidente del gran Caribe. *Boletín de la Sociedad Meteorológica de Cuba*, **4**, núm. 2.

Cerdeira, S., N. Melo, F.E. Müller-Karger y R. Pérez. 2000. *Estudio comparativo de la temperatura superficial del mar detectada vía satélite y por mediciones* in situ *al norte de Cuba y NE de la Península de Yucatán*. *Mapping* (Revista Internacional de Ciencias de la Tierra), marzo de 2000. Disponible en <*http://www.mappinginteractivo.com/plantilla-ante.asp?id_articulo=682*>.

Chape, S., S. Blyth, L. Fish, P. Fox y M. Spalding (eds.). 2003. *United Nations list of protected areas*. IUCN, Gland-UNEP World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, RU.

Chape, S., J. Harrison, M. Spalding e I. Lysenko. 2005. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* **360** : 443-455.

Cipamex y CONABIO. 1999. *Áreas de importancia para la conservación de las aves, escala 1 : 250 000.* Sección Mexicana del Consejo Internacional para la Preservación de las Aves, A.C.-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Colwell, R.K., y J.A. Coddington. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* **345** : 101-118.

CONABIO. 1998. *Regiones prioritarias marinas*, escala 1 : 4 000 000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

CONABIO. 2003. *División política estatal*, escala 1 : 250 000. Extraído del conjunto de datos vectoriales y toponimia de la carta topográfica. Serie I. INEGI (1999). Marco geoestadístico municipal, INEGI (2000). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

CONABIO. 2004. *Regiones terrestres prioritarias*, escala 1 : 1 000 000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Conabio. 2006a. *Capital natural y bienestar social.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Conabio. 2006b. *Puntos de calor detectados con imágenes de satélite AVHRR y MODIS nocturnas de los años 1999 a 2005.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Conabio. 2006c. *Unidades de análisis hexagonales.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Conabio. 2007. *Contorno del territorio mexicano*, escala 1 : 1 000 000. Editado para el proyecto Capital natural de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.

Conabio, Conanp, tnc y Pronatura. 2005. *Memoria del taller para la determinación de sitios prioritarios marinos y costeros para la conservación.* Disponible en <*www.conabio.gob.mx/gap/images/d/d4/Memo_metod_Taller_Marino_Conabio_final.pdf*>.

Conabio, Conanp, tnc y Pronatura. 2007a. *Análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad marina de México: océanos, costas e islas*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas-The Nature Conservancy, Programa México-Pronatura, A.C., México.

Conabio, Conanp, tnc y Pronatura. 2007b. *Vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad marina de México: océanos, costas e islas.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas-The Nature Conservancy, Programa México-Pronatura, A.C., México.

Conabio, Conanp, tnc, Pronatura y uanl. 2007c. *Análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad terrestre de México: espacios y especies.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas-The Nature Conservancy, Programa México-Pronatura, A.C.-Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, México.

Conabio, Conanp, tnc, Pronatura y uanl. 2007d. *Vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad terrestre de México: espacios y especies.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas-The Nature Conservancy, Programa México-Pronatura, A.C.-Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, México.

Conanp y Conabio. 2007a. *Áreas naturales protegidas federales de México*, escala 1 : 1 000 000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México.

Conanp y Conabio. 2007b. Mapa de ap para los análisis de vacíos y omisiones en conservación. Editado para el proyecto Análisis Gap. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Contreras, E.F., y O. Castañeda. 2004. La biodiversidad de las lagunas costeras. *Ciencias* **76** : 46-56.

Cox, J., R. Kautz, M. MacLaughlin y T. Gilbert. 1994. *Closing the gaps in Florida's wildlife habitat conservation system.* Florida Game and Fresh Water Fish Commission, Office of Environmental Services, Tallahassee.

csgc. 2001. *Prioridades de conservación para la región del Golfo de California.* Coalición para la Sustentabilidad del Golfo de California, Mazatlán.

Csuti, B. 1994. Methods for developing terrestrial vertebrate distribution maps for Gap Analysis (version 1), en J.M. Scott y M.D. Jennings (eds.), *A handbook for Gap Analysis.* Idaho Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, University of Idaho, Moscow (EUA).

DellaSala, D., N. Staus, J.R. Strittholt, A. Hackman y A. Iacobelli. 2001. An updated protected areas database for the United States and Canada. *Natural Areas Journal* **21** : 124-135.

Díaz de León, A., P. Álvarez, P. Mendoza, J.I. Fernández y O.M. Ramírez. 2004. Hacia un manejo integrado del gran ecosistema marino del Golfo de México, en M. Caso, I. Pisanty y E. Ezcurra (comps.), *Diagnóstico ambiental del Golfo de México.* ine, Semarnat-Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies, México, pp. 985-1002.

Dietz, R.W., y B. Czech. 2005. Conservation deficits for the continental United States: An ecosystem gap analysis. *Conservation Biology* **19** : 1478-1487.

Dinerstein, E., D.M. Olson, D.J. Graham, A. Webster, S. Primm *et al.* 1995. *A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean.* World Wildlife Fund-World Bank, Washington, D.C.

Dorfman, D. 2006. Marine realm, en N. Dudley y J. Parish (eds.), *Closing the gap. Creating ecologically representative protected area systems: A guide to conducting the gap assessments of protected area systems for the Convention on Biological Diversity.* Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Technical Series no. 24, pp. 59-63.

Dudley, N., K.J. Mulongoy, S. Cohen, S. Stolton, C.V. Barber *et al.* 2005. *Towards effective protected area systems. An action guide to implement the Convention on Biological Diversity programme of work on protected areas.* Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Technical Series no. 18.

Dudley, N., y J. Parish. 2006. *Closing the gap. Creating ecologically representative protected area systems: A guide to conducting the gap assessments of protected area systems for the Convention on Biological Diversity.* Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Technical Series no. 24.

Enríquez-Andrade, R., y G. Danemann. 1998. *Identificación y establecimiento de prioridades para las acciones de conservación y oportunidades de uso sustentable de los recursos marinos de la Península de Baja California*. Pronatura Península de Baja California, Ensenada.

Escalante, T., V. Sánchez-Cordero, J.J. Morrone y M. Linaje. 2007a. Deforestation affects biogeographical regionalization: A case study contrasting potential and extant distributions of Mexican terrestrial mammals. *Journal of Natural History* **41**:965-984.

Escalante, T., V. Sánchez-Cordero, J.J. Morrone y M. Linaje. 2007b. Areas of endemism of Mexican terrestrial mammals: A case study using species' ecological niche modeling, parsimony analysis of endemicity and Goloboff fit. *Interciencia* **32**:151-159.

Espinosa, H. 2004. El Pacífico mexicano. *Ciencias* **76**:14-21.

Fandiño-Lozano, M., y W. Van Wyngaarden. 2005. *Prioridades de conservación biológica para Colombia*. Grupo ARCO, Bogotá. Disponible en <*www.grupoarco.info/files/GrupoARCO-Inform2-esp.pdf*>.

FAO. 1996. Forest Resources Assessment 1990. *Survey of Tropical Forest Cover and Study of Change Processes.* FAO Forestry Paper 130. FAO, Roma.

Flores, J.S. 1992. *Vegetación de las islas de la Península de Yucatán: florística y etnobotánica.* Etnoflora yucatanense, fascículo 4. Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida.

Flores-Villela, O. 2008. Áreas potenciales de distribución y Gap análisis de la herpetofauna de México. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto DS009, México.

Fuller, T., M. Munguía, M. Mayfield, V. Sánchez-Cordero y S. Sarkar. 2006. Incorporating connectivity into conservation planning: A multi-criteria case study from central Mexico. *Biological Conservation* **133**:131-142.

Fuller, T.M., V. Sánchez-Cordero, P. Illoldi-Rangel, M. Linaje y S. Sarkar. 2007. The cost of postponing biodiversity conservation. *Biological Conservation* **134**:593-600.

Gaines, S. 2007. *The geography of dispersal in the sea: Implications for reserve design*. International Biogeography Society, third biennial conference, 9 a 13 de enero de 2007, Tenerife.

Game, E.T., y H.S. Grantham. 2008. *Manual del usuario de Marxan, para la versión Marxan 1.8.10.* Universidad de Queensland, St. Lucía, Australia-Asociación para la Investigación y Análisis Marino del Pacífico, Vancouver.

Garcillán, P.P., E. Ezcurra y H. Riemann. 2003. Distribution and species richness of woody dryland legumes in Baja California, Mexico. *Journal of Vegetation Science* **14**: 475-486.

Gleason, M.G., M.S. Merrifield, C. Cook, A.L. Davenport y R. Shaw. 2006. Assessing gaps in marine conservation in California. *Frontiers in Ecology and the Environment* **5**: 249-258.

Globimed Thematic Network. 2005. *Taller de meta-análisis*, en <*www.globimed.net/english/activities/TallerMeta.htm*> (consultado en junio de 2007).

González-Rebeles, C., y M.D. Jennings (eds.). 2001. *Manual para el análisis geográfico de omisiones de conservación "Gap Analysis". Traducción de "A handbook for conducting Gap Analysis".* USGS Gap Analysis Program, Moscow (EUA).

Grand, J., M.P. Cummings, T.G. Rebelo, T. Ricketts y M.C. Neel. 2007. Biased data reduce efficiency and effectiveness of conservation reserve networks. *Ecology Letters* **10**: 364-374.

Griffiths, R.C. 1963. Studies of oceanic fronts in the mouth of the Gulf of California, an area of tuna migrations. *FAO Fish. Rep.* **3**:1583-1605.

Halffter, G. 2005. Towards a culture of biodiversity conservation. *Acta Zoológica Mexicana* **21**:133-153.

Hannah, L., G. Midgley, S. Andelman, M. Araujo, G. Hughes *et al.* 2007. Protected area needs in a changing climate. *Frontiers in Ecology and the Environment* **5**:131-138.

Haury, L.R., E.L. Venrick, C.L. Fey, J.A. McGowan y P.P. Niiler. 1993. The Ensenada Front. *Calif. Coop. Ocean Fish. Invest. Rep.* **34**:69-88.

Hills, G.A. 1961. The ecological basis for natural resources management, en G.A. Hills. *The ecological basis for landuse planning.* Research Report 46, Ontario Department of Lands and Forests, Toronto, pp. 8-49.

Hoekstra, J., T. Boucher, T. Ricketts y C. Roberts. 2005. Confronting a biome crisis: Global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* **8**:23-29.

Humphries, C.J., P.H. Williams y R.I. Vane-Wright. 1995. Measuring biodiversity value for conservation. *Annual Review of Ecology and Systematics* **26**:93-111.

Hunter, M., y P. Yonzon. 1993. Altitudinal distributions of birds, mammals, people, forests, and parks in Nepal. *Conservation Biology* **7**:420-423.

Iacobelli, A., H. Alidina, A. Blasutti, C. Anderson y K. Kavanagh. 2006. *A landscape-based protected areas Gap analysis and GIS tool for conservation planning.* World Wildlife Fund, Toronto.

IMT. 2001. *Red de carreteras*. Instituto Mexicano del Transporte, México.

INEGI. 1990. *Localidades de la República mexicana*. Extraído del conteo de población y vivienda. Resultados definitivos, 1990. México.

INEGI. 1994. *Atlas del territorio insular habitado de los Estados Unidos Mexicanos, 1990.* Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes.

INEGI. 1995. *Localidades de la República mexicana.* Extraído del conteo de población y vivienda. Resultados definitivos, 1995. México.

INEGI. 2001. *Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso de suelo y vegetación*, Serie II (continuo nacional), escala 1:250 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes.

INEGI. 2002. *Localidades de la República mexicana, 2000.* Obtenido de principales resultados por localidad. XII Censo de Población y Vivienda 2000. México.

INEGI. 2005a. *Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación*, Serie 3 (continuo nacional), escala 1 : 250 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes.

INEGI. 2005b. *Territorio insular de México*. 1a. ed. (continuo nacional), escala 1 : 250 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes.

INEGI. 2005c. *Localidades de la República mexicana, 2005.* Obtenido de principales resultados por localidad 2005. II Conteo de Población y Vivienda 2005. México.

INEGI. 2006. *División municipal de México, 2005*. Escala 1 : 250 000. Obtenido de marco geoestadístico municipal, II Conteo de Población y Vivienda 2005. Versión 1.0. INEGI, México.

INEGI, Conabio e INE. 2007. *Ecorregiones terrestres de México*, escala 1 : 1 000 000. México.

IUCN. *Red list of threatened species*, en <*http://www.iucnredlist.org/*> (consultado en junio de 2007).

Jennings, M.D. 2000. Gap analysis: Concepts, methods, and recent results. *Landscape Ecology* **15** : 5-20.

Jolon-Morales, M.R. 2007. *Análisis de vacíos y omisiones para el sistema guatemalteco de áreas protegidas. Informe final consultoría*. The Nature Conservancy, Guatemala.

Josse, C., G. Navarro, P. Comer, R. Evans, D. Faber-Langendoen *et al.* 2003. *Ecological systems of Latin America and the Caribbean: A working classification of terrestrial systems*. NatureServe, Arlington.

Kiester, A.R., J.M. Scott, B. Csuti, R. Noss, B. Butterfield *et al.* 1996. Conservation prioritization using Gap data. *Conservation Biology* **10** : 1332-1342.

Kirkpatrick, S., C.D. Gelatt Jr. y M.P. Vecchi. 1983. Optimization by simulated annealing. *Science* **220** : 671-680.

Koleff, P., y E. Moreno. 2005. Áreas protegidas de México. Regionalización y representación de la riqueza, en J. Llorente-Bousquets y J.J. Morrone (eds.), *Regionalización biogeográfica en Iberoámerica y tópicos afines*. Ciencia y Tecnología para el Desarrollo-Facultad de Ciencias, UNAM-Conabio, México, pp. 351-373.

Kramer, P., y P.R. Kramer. 2002. *Ecoregional conservation planning for the Mesoamerican Caribbean Reef (MACR)*. World Wildlife Fund, Washington, D.C.

Lavín, M.F., J. Gómez Valdés, V. Godínez Sandoval, J. García Córdoba y E. Beier. 2003. *Observaciones de corrientes frente a las costas del suroeste de México.* Reunión Anual de la Unión Geofísica Mexicana. Puerto Vallarta, Jal., 3 a 7 de noviembre.

Lipow, S.R., K. Vance-Borland, B. St. Clair, J. Henderson y C. McCain. 2004. Gap analysis of conserved genetic resources for forest trees. *Conservation Biology* **18** : 412-423.

Lombard A.T., R.M Cowling, R.L. Pressey y A.G. Rebelo. 2003. Effectiveness of land classes as surrogates for species in conservation planning for the Cape Floristic Region. *Biological Conservation* **112** : 45-62.

Lomolino, M.V. 2004. Conservation biogeography, en M.V. Lomolino y L.R. Heaney (eds.), *Frontiers of biogeography: New directions in the geography of nature*. Sinauer Associates, Sunderland, pp. 293-296.

Loucks, C., N. Brown, A. Loucks y K. Cesareo. 2003. USDA forest service roadless areas: Potential biodiversity conservation reserves. *Conservation Ecology* **7** : 5. Disponible en <*http://www.ecologyandsociety.org/vol7/iss2/art5/print.pdf*>.

MacArthur, R.H., y E.O. Wilson. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, New Jersey.

Mace, G.M., J.L. Gittleman y A. Purvis. 2003. Preserving the tree of life. *Science* **300** : 1707-1709.

Maiorano, L., A. Falcucci y L. Boitani. 2006. Gap analysis of terrestrial vertebrates in Italy: Priorities for conservation planning in a human dominated landscape. *Biological Conservation* **133** : 455-473.

Margules, C.R., y R.L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* **405** : 243-253.

Márquez García, E., A. Gallegos García y R. Rodríguez Sobreyra. 2003. Evolución mensual de la temperatura del agua de la superficie del Golfo de Tehuantepec durante el período de enero/1996 a diciembre/2002. *GEOS* **23**, núm. 2.

Meixler, M.S., M.B. Bain y G.H. Galbreath. 1996. *Aquatic Gap Analysis: Tool for watershed scale assessment of fluvial habitat and biodiversity*, en M. Leclerc, H. Capra, S.Valentin, A. Boudreault e Y. Côté (eds.), Proceedings of the second IAHR Symposium on Habitat Hydraulics, Ecohydraulics 2000. Institute National de la Recherche Scientifique, Eau, Ste-Foy, Canadá, pp. A665-A670.

Meixler, M.S., y M.B. Bain. 1998. *Aquatic Gap Analysis: Demonstration of a geographic approach to aquatic biodiversity conservation.* New York Cooperative Fish and Wildlife Research Unit Annual Report, Ithaca.

Melo, G.N., R. Pérez y S. Cerdeira. 1995. Variación espacio-temporal de los pigmentos del fitoplancton en zonas del gran Caribe, a partir de imágenes del satélite Nimbus 7 (CZCS). *Avicennia* **3** : 103-116.

Merino, M. 1992. El afloramiento de Yucatán. Estructura y fertilización. Tesis de doctorado, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, México.

Mittermeier, R.A., P. Robles Gil, y C.G. Mittermeier. 1997. *Megadiversity. Earth's biologically wealthiest nations.* Conservation International-Cemex-Agrupación Sierra Madre, México.

Mittermeier, R.A., C.G. Mittermeier, P. Robles-Gil, J. Pilgrim, G.A.B. da Fonseca *et al.* (eds.). 2002. *Áreas silvestres. Las últimas áreas vírgenes del mundo*. Cemex-Conservation Internacional-Agrupación Sierra Madre, México.

Mittermeier, R.A., C.G. Mittermeier, T.M. Brooks, J.D. Pilgrim, W.R. Konstant *et al.* 2003. Wilderness and biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **100**:10309-10313.

Mittermeier, R.A., P. Robles-Gil, M. Hoffmann, J. Pilgrim, T. Brooks *et al.* 2004. *Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions*. Cemex-Conservation International-Agrupación Sierra Madre, México.

Morgan, L., S. Maxwell, F. Tsao, T.A.C. Wilkinson y P. Etnoyer. 2005. *Áreas prioritarias marinas para la conservación: Baja California al Mar de Bering*. Comisión para la Cooperación Ambiental-Marine Conservation Biology Institute, Montreal.

Müller-Karger, F.E., J.J. Walsh, R.H. Evans y M.B. Meyers. 1991. On the seasonal phytoplankton concentration and sea surface temperature cycles of the Gulf of Mexico as determined by satellites. *Journal of Geophysical Research* **96**:12645-12665.

Munguía, M. 2006. Relación entre el área de distribución y el nicho ecológico: implicaciones ecológicas en los mamíferos endémicos de México. Tesis de maestría, Instituto de Ecología, UNAM, México.

Murray, M.G., M.J.B. Green, G.C. Bunting y J.R. Paine. 1996. *Biodiversity conservation in the tropics: Gaps in habitat protection and funding priorities*. Overseas Development Administration Research Project R6190. World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, RU.

Navarro Singüenza, A.G., y T. Peterson. 2007. *Mapa de las aves de México basados en WWW*. Base de datos SNIB-CONABIO, proyecto CE015, México.

Noss, R.F. 1993. Conservation plan for the Oregon Coastal Range: Some preliminary suggestions. *Natural Areas Journal* **13**:276-290.

Noss, R.F. 1996. Protected areas: How much is enough?, en R.G. Wright (ed.), *National parks and protected areas*. Blackwell Science, Cambridge, pp. 91-120.

Ochoa-Ochoa, L., L.B. Vázquez, J.N. Urbina-Cardona y O. Flores-Villela. (en prensa.) Priorización de áreas para conservación de la herpetofauna utilizando diferentes métodos de selección. En CONABIO-Conanp (coords.), *Prioridades para la conservación de la biodiversidad terrestre en México: una visión nacional basada en diferentes análisis de vacíos*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México.

Odum, E.P. 1970. Optimum population and environment: A Georgia microcosm. *Current History* **58**:355-359.

Olson, D., E. Dinerstein, E.D. Wikramanayake, N.D. Burgess, G.V.N. Powell *et al.* 2001. Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on Earth. *BioScience* **51**:933-938.

Olson, D.M., y E. Dinerstein. 2002. The global 200: Priority ecoregion for global conservation 1. *Annals of the Missouri Botanical Garden* **89**:199-224.

Ortega-Huerta, M.A., y A.T. Peterson. 2004. Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in north-eastern Mexico. *Diversity and Distributions* **10**: 39-54.

Peresbarbosa, E. (ed.). 2005. *Planeación para la conservación de la costa de Veracruz*. Pronatura, Veracruz-The Nature Conservancy, Xalapa.

Pérez-Arteaga, A., S.F. Jackson, E. Carrera y K.J. Gaston. 2005. Priority sites for wildfowl in Mexico. *Animal Conservation* **8**:41-50.

Peterson, A.T., M.A. Ortega, J. Bartley, V. Sánchez-Cordero, J. Soberón *et al.* 2002. Future projections for Mexican faunas under global climate change records. *Nature* **416**:626-629.

Pressey, R.L. 1995. Conservation reserves in NSW. Crown jewels or left overs? *Search* **26**:47-51.

Pressey, R.L., C.J. Humphries, C.R. Margules, R.Y. Vane-Wright y P.H. Williams. 1993. Beyond opportunism: Key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology and Evolution* **8**:124-128.

Puniwai, N. 2006. Hawaii marine gap analysis, en N. Dudley y J. Parish (eds.), *Closing the gap. Creating ecologically representative protected area systems: A guide to conducting the gap assessments of protected area systems for the Convention on Biological Diversity.* Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Technical Series no. 24, pp. 97-107.

Ricketts, T.H., E. Dinerstein, T. Boucher, T.M. Brooks, S.H.M. Butchart *et al.* 2005. Pinpointing and preventing imminent extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **102**:18497-18501.

Riemann, H., y E. Ezcurra. 2005. Plant endemism and natural protected areas in the peninsula of Baja California, Mexico. *Biological Conservation* **122**:141-150.

Rodrigues, A.S.L., S.J. Andelman, M. Bakarr, L. Boitani, T. Brooks *et al.* 2003. *Global Gap analysis: Towards a representative network of protected areas.* Advances in Applied Biodiversity Science, No. 5. Center for Applied Biodiversity Science at Conservation International, Washington, D.C.

Rodrigues, A.S.L., H.R. Akçakaya S.J. Andelman, M.I. Bakarr, L. Boitani *et al.* 2004a. Global Gap analysis: Priority regions for expanding the global protected-area network. *Bioscience* **54**:1092-1100.

Rodrigues, A.S.L., S.J. Andelman, M. Bakarr, L. Boitani, T.M. Brooks *et al.* 2004b. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* **428**:640-643.

Rodrigues, A.S.L., y T.M. Brooks. 2007. Shortcuts for biodiversity conservation planning: The effectiveness of surrogates. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **38**:713-737.

Rodríguez-Sobreyra, R., J. Zavala-Hidalgo y A. Gallegos-García. 2004. Circulación y surgencia en la plataforma oeste del Golfo de México. *GEOS* **24**. núm. 2, México.

Romero-Centeno, R., J. Zavala-Hidalgo, A. Gallegos y J.J. O'Brien. 2003. Isthmus of Tehuantepec wind climatology and ENSO signal. *Journal of Climate* **16**:2628-2639.

Salazar Vallejo, S.I., y N.E. González. 1993. Panorama y fundamentos para un programa nacional, en S.I. Salazar Vallejo y N.E. González (eds.), *Biodiversidad marina y costera de México*. CONABIO-Ciqroo, México, pp. 6-38.

Salm, R.V., J. Clark y E. Siirila. 2000. *Marine and coastal protected areas: A guide for planners and managers.* IUCN, Washington, D.C.

Salmerón García, O., y R. Aguirre Gómez. 2003. Estudio espacio-temporal de la surgencia de Yucatán y Banco de Campeche, México, a través de imágenes Seawifs, 1999-2000. *GEOS* **23**, núm. 2.

Sánchez-Cordero, V., V. Cirelli, M. Munguía y S. Sarkar. 2005a. Place prioritization for biodiversity representation using species ecological niche modeling. *Biodiversity Informatics* **2**:11-23.

Sánchez-Cordero, V., P. Illoldi-Rangel, M. Linaje, S. Sarkar y A.T. Peterson. 2005b. Deforestation and extant distributions of Mexican endemic mammals. *Biological Conservation* **126**:465-473.

Santamaría del Ángel, E., A. González Silvera, R. Millán-Núñez y F. Müller-Karger. 2002. The color signature of the Ensenada Front and its seasonal and interannual variability. *CalCOFI Rep.* **43**:155-161.

Santos-Barrera, G., J. Pacheco y G. Ceballos. 2004. Áreas prioritarias para la conservación de los reptiles y anfibios de México. *Biodiversitas* **57**:1-6.

Sarkar, S., J. Justus, T. Fuller, C. Kelley, J. Garson *et al.* 2005. Effectiveness of environment surrogates for the selection of conservation area networks. *Conservation Biology* **19**: 815-825.

Scott, J.M., F. Davis, B. Csuti, R. Noss, B. Butterfield *et al.* 1993. Gap Analysis: A geographic approach to the protection of biological diversity. *Wildlife Monographs* **123**:3-41.

Scott, J.M., R.J.F. Abbitt y C.R. Groves. 2001. What are we protecting? The United States conservation portfolio. *Conservation Biology in Practice* **2**:18-19.

SCT. 2002. *Atlas estatal. Mapas por entidad federativa.* Coordinación General de Planeación y Centros, Secretaría de Comunicaciones y Transportes, México. Georreferenciado en la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, 2005.

Sechrest, W., T.M. Brooks, G.A.B. da Fonseca, W.R. Konstant, R.A. Mittermeier *et al.* 2002. Hotspots and the conservation of evolutionary history. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **99**:2067-2071.

Semar y SG. 1998. *Islas mexicanas: régimen jurídico y catálogo.* Secretaría de Marina-Secretaría de Gobernación, México.

Semarnap. 2000. *Programa de manejo, Área de protección de flora y fauna Islas del Golfo de California*. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Semarnap, México.

Semarnat. 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2001, Protección ambiental – Especies nativas de México de flora y fauna silvestres – Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio – Lista de especies en riesgo. Semarnat, *Diario Oficial de la Federación*, 6 de marzo de 2002.

Semarnat. 2006a. *Política ambiental nacional para el desarrollo sustentable de océanos y costas de México*. Subsecretaría de Planeación y Política Ambiental, Dirección General de Política Ambiental e Integración Regional y Sectorial, Semarnat, México.

Semarnat. 2006b. Decreto por el cual se aprueba el Programa de Ordenamiento Ecológico Marino del Golfo de California. *Diario Oficial de la Federación*, 29 de noviembre de 2006.

Simberloff, D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: Is single-species management passe in the landscape era? *Biological Conservation* **83**:247-257.

Sinac y Minae. 2007a. *GRUAS II: Propuesta de ordenamiento territorial para la conservación de la biodiversidad de Costa Rica*, Vol. 1: *Análisis de vacíos en la representatividad e integridad de la biodiversidad terrestre.* Sistema Nacional de Áreas de Conservación (Sinac) del Ministerio de Ambiente y Energía (Minae), San José, Costa Rica.

Sinac y Minae. 2007b. *GRUAS II: Propuesta de ordenamiento territorial para la conservación de la biodiversidad de Costa Rica*, Vol. 2: *Análisis de vacíos en la representatividad e integridad de la biodiversidad de los sistemas de aguas continentales*. Sistema Nacional de Áreas de Conservación (Sinac) del Ministerio de Ambiente y Energía (Minae). San José, Costa Rica.

Soberón, J., R. Jiménez, J. Golubov y P. Koleff. 2007. Assessing completeness of biodiversity databases at different spatial scales. *Ecography* **30**:152-160.

Soulé, M.E., y M.A. Sanjayan. 1988. Conservation targets do they help? *Science* **279**:2060-2061.

Souza, V., L. Espinosa-Asuar, A.E. Escalante, L.E. Eguiarte, J. Farmer *et al.* 2006. An endangered oasis of aquatic microbial biodiversity in the Chihuahuan Desert. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **103**:6565-6570.

Stattersfield, A.J., M.J. Crosby, A.J. Long y D.C. Wege. 1998. *Endemic bird areas of the world. Priorities for conservation.* BirdLife Conservation Series no. 7. BirdLife International, Cambridge, RU.

Stockwell, D., y D. Peters. 1999. The GARP modelling system: Problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geographical Information Science* **13**:143-158.

Strittholt, J., y R. Boerner. 1995. Applying biodiversity gap analysis in a regional nature reserve design for the edge of Appalachia, Ohio (U.S.A). *Conservation Biology* **9**: 1492-1505.

Sullivan, K., y G. Bustamante. 1999. *Setting geographic priorities for marine conservation in Latin America and the Caribbean.* The Nature Conservancy, Arlington.

Terán, M.C., K. Clark, C. Suárez, F. Campos, J. Denkinger *et al.* 2006. *Análisis de vacíos e identificación de áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad marino-costera en el Ecuador continental.* Resumen ejecutivo. Ministerio del Ambiente, Quito.

Tognelli, M.F., C. Silva-García, F.A. Labra y P.A. Marquet. 2005. Priority areas for the conservation of coastal marine vertebrates in Chile. *Biological Conservation* **126**: 420-428.

Tognelli, M.F., P.I. Ramírez de Arellano y P.A. Marquet. 2008. How well do the existing and proposed reserve networks represent vertebrate species in Chile? *Diversity and Distributions* **14**: 148-158.

Ulloa, R., J. Torre, L. Bourillón, A. Gondor y N. Alcántar. 2006. *Planeación ecorregional para la conservación marina: Golfo de California y costa occidental de Baja California Sur.* Informe final a The Nature Conservancy. Comunidad y Biodiversidad, A.C., Guaymas.

Urquiza-Haas, T., M. Kolb, P. Koleff, A. Lira-Noriega y J. Alarcón. 2008. Methodological approach to identify Mexico's terrestrial priority sites for conservation. *Gap Bulletin* 16. Disponible en <*http://pubs.usgs.gov/gap/gap16/pdf/gap16.pdf*>.

Vane-Wright, R.I., C.J. Humphries y P.H. Williams. 1991. What to protect? Systematics and the agony of choice. *Biological Conservation* **55**: 235-254.

Vázquez, L.B. 2005. Distribution patterns and conservation strategies for mammals in Mexico. PhD Thesis, University of Sheffield, Sheffield, RU.

Viacheslav, M. 2004. Modelación numérica de la circulación cuasi-estacionaria en el norte del Golfo de California. *GEOS* **24**, núm. 2.

Villaseñor, J.L., G. Ibarra y D. Ocaña. 1998. Strategies for the conservation of Asteraceae in Mexico. *Conservation Biology* **12**: 1066-1075.

Vreugdenhil, D., F. Castañeda y M. López. 2003. *DAPVS/SERNA monitoreo y evaluación del SINAPH y del corredor biológico.* Preparación financiada por PROBA/Banco Mundial/GEF. Preparado por WICE. Disponible en <*http://www.monitoring-nature.info/files/monitoring_&_evaluation_of_sinaph&mbc_sp.doc*>.

Warsh, C.E., K.L. Warsh y R.C. Staley. 1973. Nutrients and water masses at the mouth of the Gulf of California. *Deep Sea Research* **20**: 561-570.

Wilkinson T., J. Bezaury-Creel, T. Hourigan, E. Wiken, C. Madden *et al.* (en prensa). Espacios: ecorregiones marinas de América del Norte. Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal, mapa 1 : 10 000 000.

Williams P.H., N.D. Burgess y C. Rahbek. 2000. Flagship species, ecological complementarity, and conserving the diversity of mammals and birds in sub-Saharan Africa. *Animal Conservation* **3**: 249-260.

Wilson, E.O. 1989. Threats to biodiversity. *Scientific American* **261**: 108-116.

Wilson, K.A., E.C. Underwood, S.A. Morrison, K.R. Klausmeyer, W.W. Murdoch *et al.* 2007. Conserving biodiversity efficiently: What to do, where, and when. *PLoS Biology* **5**: 1850-1861.

World Bank. 2002. *Project appraisal document on a proposed grant from the Global Environment Facility Trust Fund in the amount of SDR 12.8 million (US$ 16.1 million equivalent) to Nacional Financiera, S.N.C. and Fondo Mexicano para la Conservacion de la Naturaleza, A.C. for a consolidation of the protected areas system project.* Report no. 23359 ME. World Bank, Washington, D.C. Disponible en <*www-wds.worldbank.org/external/default/WDSContentServer/WDSP/IB/2002/02/09/000094946_02012404004525/Rendered/PDF/multi0page.pdf*>.

WWF. 2004. Mediterranean marine gap analysis, en <*www.panda.org/what_we_do/where_we_work/mediterranean/publications/?17231*> (consultado en noviembre de 2006).

WWF, CONABIO y CCA. 1997. *Ecorregiones de México*, escala 1 000 000. México.

WWF e IUCN. 1997. *Centres of plant diversity. A guide and strategy for their conservation.* 3 vols. IUCN Publications Unit, Cambridge, RU.

Zavala-Hidalgo, J., S.L. Morey y J.J. O'Brien. 2003. Seasonal circulation on the western shelf of the Gulf of Mexico using a high-resolution numerical model. *Journal of Geophysical Research* **108**: 3389, doi:10.1029/2003JC001879.

Zavala-Hidalgo, J., y A. Fernández-Eguiarte 2006. Propuesta para la regionalización de los mares mexicanos desde el punto de vista de los procesos físicos: el caso del Golfo de México, en A. Córdova, F. Rosete, G. Enríquez y B. Fernández (comps.), *Ordenamiento ecológico marino. Visión temática de la regionalización.* INE, Semarnat, México, pp. 21-32.

17 El reto de la conservación de la biodiversidad en zonas urbanas y periurbanas

AUTORES RESPONSABLES: Irene Pisanty • Marisa Mazari • Exequiel Ezcurra
AUTORES DE RECUADROS: *17.1*, Patricia Moreno-Casasola • *17.2*, Lina Ojeda Revah • *17.3*, Alejandro Velázquez, Francisco Romero Malpica • *17.4*, Consuelo Bonfil
REVISORES: Griselda Benítez Badillo • Patricia Moreno-Casasola* • Javier Laborde

* Excepto del recuadro 17.1

Contenido

Recuadros

Pisanty, I., M. Mazari, E. Ezcurra *et al.* 2009. El reto de la conservación de la biodiversidad en zonas urbanas y periurbanas, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio.* Conabio, México, pp. 719-759.

Resumen

En todo el mundo, la urbanización es un proceso continuo que presenta variantes regionales y nacionales. Como parte de este proceso se han conformado las llamadas megalópolis, que son centros urbanos con más de 10 millones de habitantes. Las megalópolis son un fenómeno más común en los países menos desarrollados, aunque también se encuentra en algunos países con economías más consolidadas, como es el caso de Nueva York en Estados Unidos y de Tokio en Japón. A pesar de que las altas tasas de crecimiento fueron una característica distintiva de las megalópolis, actualmente es común que las ciudades de menor tamaño tengan tasas de crecimiento mayores que las grandes ciudades. Dadas las tendencias actuales, se espera que en los primeros 30 años del siglo xxi prácticamente todo el crecimiento de la población mundial se dé en los conglomerados urbanos a pesar de que solo ocupan 2% de la superficie del planeta.

El establecimiento y crecimiento de centros urbanos tiene consecuencias ambientales profundas, tanto en el sitio en donde se desarrollan como en otros lugares, algunos circundantes y otros más lejanos. Las ciudades tienen una huella ecológica que con frecuencia rebasa sus límites. La concentración de la población ejerce una fuerte presión sobre los bienes y servicios que brindan los ecosistemas de los que depende, pero también puede optimizar su uso cuando la planificación del desarrollo es adecuada. El cambio de uso del suelo que subyace al desarrollo urbano compromete muchos servicios ambientales, incluyendo la biodiversidad. Hoy día, mantener la mayor representación de la riqueza biótica y preservar los servicios ambientales que ello implica es un reto fundamental de las ciudades que aspiran a un desarrollo urbano sustentable.

La emblemática Ciudad de México es una de las tres megalópolis más grandes del mundo. Está ubicada en una cuenca endorreica caracterizada por una gran riqueza biótica que se debe a su topografía, clima, diversidad de suelos y su ubicación en el límite de las dos grandes provincias bióticas de América, entre otros factores. Poblada por alrededor de 20 millones de habitantes, esta inmensa zona metropolitana enfrenta severos problemas ambientales, como la contaminación atmosférica, del agua y de los suelos; la sobreexplotación de sus antaño cuantiosos recursos hídricos; la modificación irreversible de su estructura hídrica, y la desaparición de varios de los ecosistemas y tipos de vegetación que la caracterizaban. Originalmente muy rica en especies, entre las que abundaban las endémicas, esta cuenca enfrenta hoy el reto de conservar lo que queda de esta diversidad a fin de preservar sus aspectos ecológicos, ambientales y culturales.

17.1 El crecimiento de las zonas urbanas

En el ámbito mundial, la concentración de la población en asentamientos urbanos es un proceso irreversible de grandes alcances sociales, económicos y ambientales. Actualmente, las ciudades tienen un impacto crítico sin precedentes en el ambiente global (Rodrigues *et al.* 2007). El crecimiento de las ciudades y la tasa de crecimiento de la población urbana en el mundo entero muestran una tendencia creciente y se espera que prácticamente todo el crecimiento poblacional ocurra en las ciudades durante los primeros 30 años del siglo XXI (WRI 1994; UNPD 2002). Esto no es una excepción en el caso de México (Fig. 17.1).

La disponibilidad de servicios y el acceso a los mismos es diferente en las zonas rurales y en las urbanas, así como entre estas últimas. En los países económicamente más desarrollados, las pequeñas ciudades en general cuentan con todos los servicios necesarios para garantizar un buen nivel de vida, y con ello contribuyen a un grado de equidad que no es común en los asentamientos de tamaño equivalente de los países en desarrollo o con economías emergentes. En estos últimos, los servicios y las oportunidades disponibles en las ciudades grandes y consolidadas contrastan con lo que se ofrece en poblados menores y menos atendidos. De esta forma, el crecimiento urbano en los países industrializados se da con más frecuencia a partir de numerosas ciudades medias, mientras que en los países en desarrollo ha sido más común el surgimiento de un fenómeno desconocido antes del siglo XX: las llamadas megaciudades o megalópolis. Una ciudad es considerada una megalópolis a partir del momento en que alcanza los 10 millones de habitantes, además de considerarse otros criterios como recursos financieros, estructura industrial/comercial, aspectos políticos, facilidades educativas y personal científico, así como su posición económica y política en el mundo (Fuchs 1999).

Generalmente, una megalópolis se conforma al aglutinarse diferentes asentamientos urbanos —relativamente pequeños— en zonas conurbadas (Bazant 2001; Garza

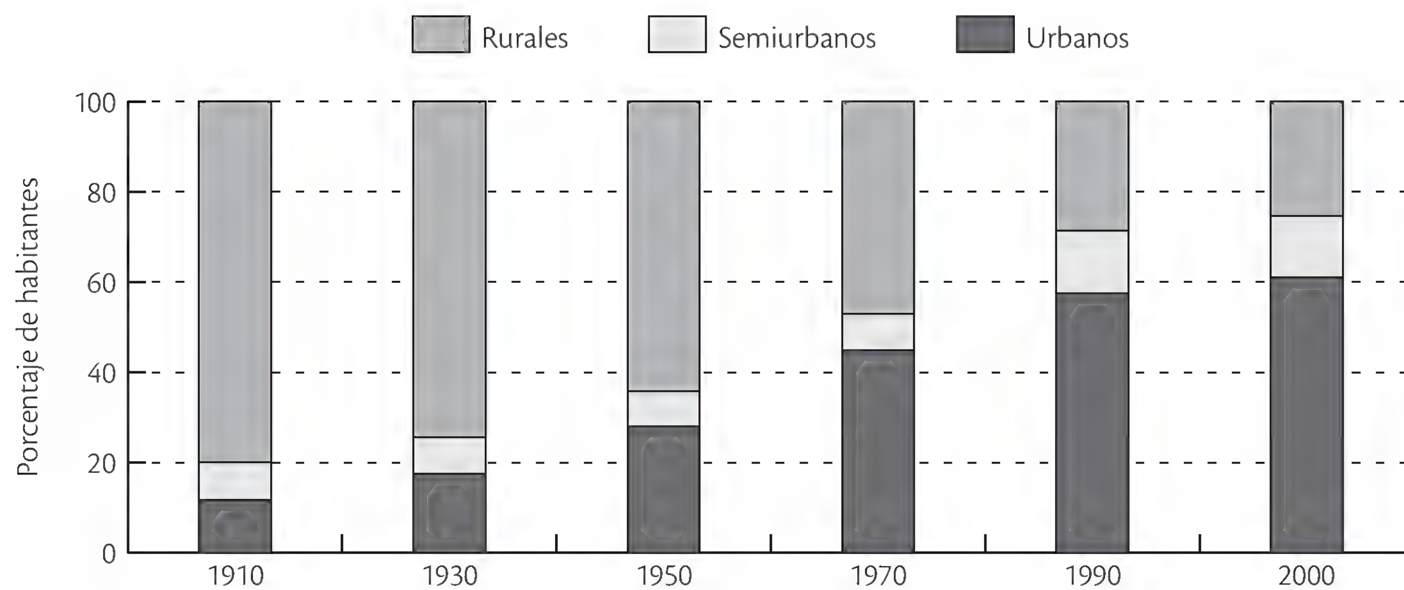


Figura 17.1 Porcentaje de habitantes rurales, semiurbanos y urbanos en México (1910-2000). Fuente: elaborada con datos tomados de <*www.semarnat.gob.mx/estadisticas_ambientales/estadisticas_am_98/perfil/perfil02.shtml*>.

2002; UNPD 2002). Si bien las megalópolis son mucho más frecuentes en los países con economías en desarrollo, no les son exclusivas, como lo demuestran Nueva York, Los Ángeles, Tokio y Osaka, megalópolis en economías extremadamente importantes a escala mundial. Como sería de esperarse, definir precisamente las dimensiones de una megalópolis es complicado debido a las altas tasas de crecimiento poblacional y de ocupación del espacio, la incorporación constante de nuevas jurisdicciones a las zonas metropolitanas, la informalidad de los asentamientos y la inmigración de personas de otras regiones (Aguilar 2000; Negrete 2000; Calvo y Ortiz 2006; Ezcurra *et al.* 2006).

Aunque las causas específicas de la inmigración hacia las ciudades son diversas (incluyendo conflictos armados) y difíciles de acotar, pareciera que la población humana va básicamente tras los sitios donde se ofrecen empleos y servicios (Mendoza 2003), además de seguridad. Aun así, es muy importante considerar que la disponibilidad de empleo en las grandes urbes es limitada y que los índices de marginación son altos en muchas megalópolis, al grado de que, por ejemplo, en México cerca de 40% de los habitantes de las ciudades con las mayores tasas de crecimiento vive en condiciones de extrema marginación (Conapo 2005). Los países menos desarrollados presentan tasas de crecimiento poblacional más altas (3% en promedio, entre 1995 y 2000) que los más desarrollados (0.5% en el mismo periodo), y todo parece indicar que a escala mundial la población urbana pronto será equivalente numéricamente a la rural, hecho que no será reversible (UNPD 2002).

El porcentaje de urbanización en América Latina y el Caribe es alto (72%) y rebasa los de África (38%), Asia y el Pacífico (51% en promedio) (CCA 2002; Geo Data Portal 2003). En América del Norte y Europa la urbanización es también considerable (81y 72 por ciento, respectivamente), sin embargo, las tasas de crecimiento de las ciudades canadienses y estadounidenses tienden a estabilizarse más que las mexicanas (Fig. 17.2) (CCA 2002; Geo Data Portal 2003).

Con el crecimiento de las zonas urbanas hacia entidades políticas y administrativas diferentes a aquéllas en las que empezó su desarrollo se inicia la "metropolización", con todas las características concomitantes de un proceso en el que progresivamente se ven envueltas diferentes entidades federativas. Los aspectos administrativos, políticos y de prestación de servicios, así como las consecuencias ambientales que se derivan de un proceso como este involucran a instituciones y ciudadanos de diferentes estados y municipios. La toma de decisiones, la participación ciudadana y la gobernabilidad misma adquieren dimensiones totalmente novedosas. Sin importar que se trate de urbes muy modernas y relativamente eficientes, como Nueva York o Tokio, o de ciudades en que las condiciones económicas y sociales son más precarias, en todos los casos los asentamientos urbanos de la magnitud de las megalópolis plantean problemas y retos inéditos hasta mediados del siglo XX. Entre ellos destacan los ambientales, que a pesar de ser fundamentales para el bienestar de los habitantes de las grandes ciudades y de las zonas de las que dependen, fueron prácticamente ignorados en el mundo entero hasta hace poco tiempo. Hoy día, a pesar de que solo ocupan alrededor de 2% de la superficie terrestre, las ciudades son elementos que influyen en el ambiente a escalas global, regional y local (Rodrigues *et al.* 2007).

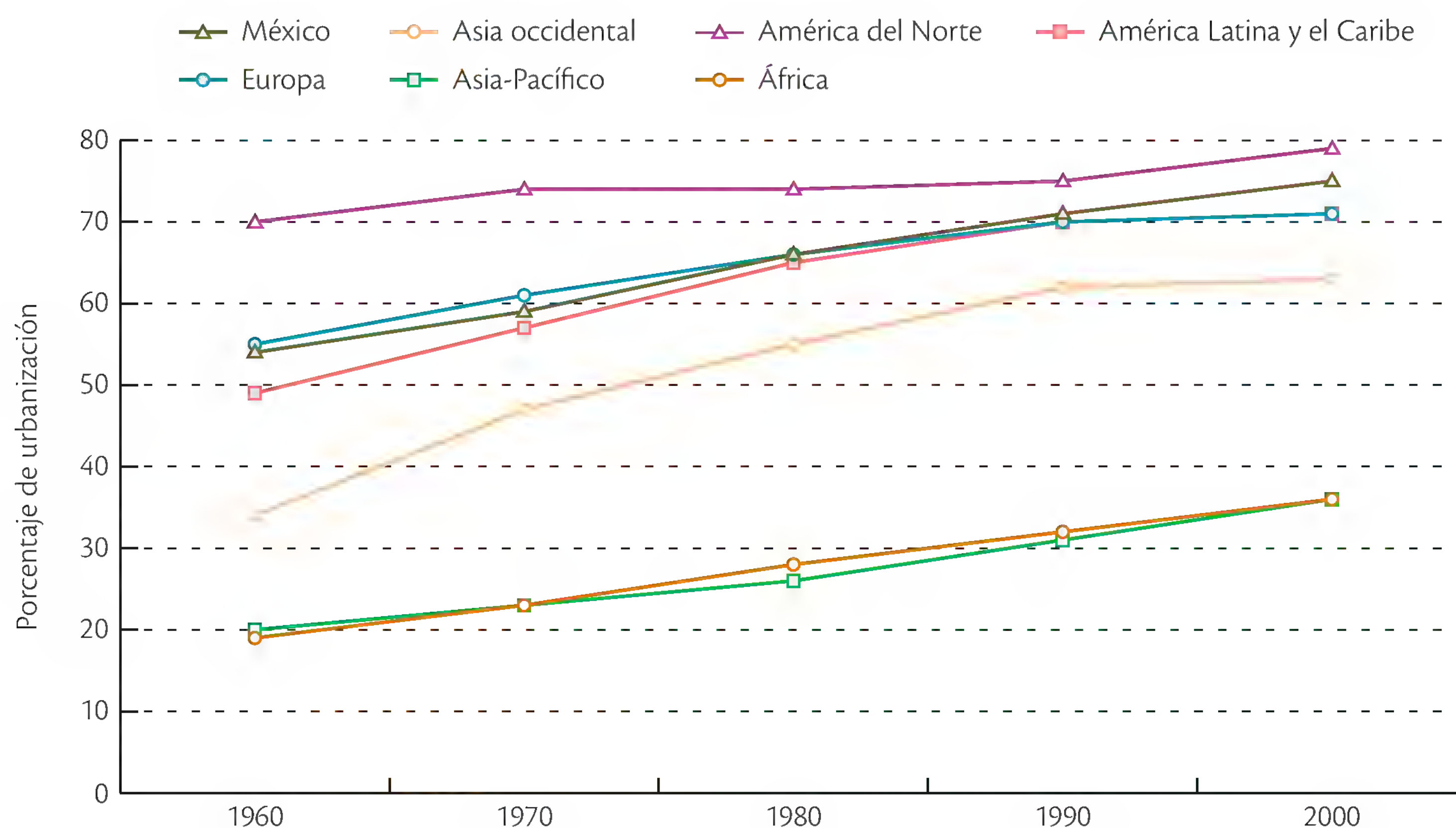


Figura 17.2 Porcentaje de urbanización mundial por regiones y en México (1960-2000). Umbral de urbanización = 50% de la población en ciudades. Las regiones corresponden a las definidas en el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Fuentes: Geo Data Portal (2003); Celade (1999).

17.2 Consecuencias ambientales de la urbanización

Los efectos de las grandes ciudades sobre las zonas en las que se desarrollan son profundos e incluso dramáticos pues implican la alteración y, frecuentemente, la desaparición total y definitiva de una gran cantidad de características físicas y biológicas originales de la región. Las aglomeraciones urbanas sustituyen a los ecosistemas naturales modificando la flora y fauna originales, alterando el suelo de forma irreversible y afectando el flujo de agua y la calidad de los cuerpos de agua superficiales y subterráneos (acuíferos). En las ciudades se ubican zonas industriales que forman conglomerados urbano-industriales, lo que implica un aporte de diversas sustancias, organismos y formas de energía ajenos al sistema, que provocan la degradación y contaminación de suelos, cuerpos de agua superficiales y sistemas de agua subterránea. Desde hace poco, se ha alterado severamente la calidad del aire al emitir a la atmósfera altas concentraciones de sustancias contaminantes generadas por las industrias y los vehículos automotores.

Las características de los ecosistemas urbanos son diferentes a las de los ecosistemas naturales en muchos sentidos, pues no se autorregulan y requieren fuentes externas para el suministro de materia y energía, por lo que se les considera sistemas abiertos no equilibrados. Los efectos ambientales de los asentamientos urbanos rebasan los límites de la ciudad propiamente dicha, y algunos de estos efectos son directos mientras que otros son indirectos. La huella ecológica, entendida como la cantidad de tierra productiva y de agua que requiere un individuo, una población o una actividad para producir los recursos que consume y absorber sus desechos, varía de ciudad en ciudad. Sin embargo, la huella ecológica de las ciudades es siempre considerable, sobre todo porque no se trata de sistemas cerrados. Si bien no se ha calculado específicamente la huella ecológica para las ciudades, México pasó de usar un tercio de su biocapacidad a 1.5 veces más de su capacidad tan solo entre 1961 y 2002 (Semarnat 2007).

Las grandes ciudades ejercen una fuerte presión sobre zonas circunvecinas e incluso sobre zonas distantes y regiones completas que alimentan las necesidades de las megalópolis (Ezcurra y Sarukhán 1990; Ezcurra 1995). A diferencia de los ecosistemas naturales, los urbanos no presentan ciclos biogeoquímicos cerrados. A las ciudades hay que hacer llegar alimentos, materiales de construcción, combustibles de diferentes tipos, energía eléctrica que generalmente se produce en sitios muy distantes y, de manera cada vez más apremiante, elementos básicos para la vida, como el agua. Las emisiones a la atmósfera se desplazan incluso a grandes distancias y a lo an-

cho de las diferentes capas atmosféricas, además de afectar otros sitios y contribuir con fenómenos contemporáneos como el calentamiento global y el adelgazamiento de la capa de ozono. Las aguas residuales (aguas negras) son transportadas por corrientes fluviales o llegan a lagos que pueden estar a muchos kilómetros de distancia, y afectan la calidad del agua y con ello el hábitat, la flora, la fauna y, en general, alteran la calidad de los ecosistemas que las reciben. El agua proveniente de los asentamientos urbanos llega a estas zonas cargada de desechos orgánicos e inorgánicos, y con mucha frecuencia de contaminantes peligrosos. Finalmente, estas sustancias acaban siendo descargadas al mar, junto con otras provenientes de las regiones agrícolas y ganaderas, ocasionando grandes alteraciones en las zonas costeras en las que desembocan los ríos. De esta forma, quienes no disfrutan las facilidades que ofrecen las ciudades frecuentemente sufren los efectos negativos de los procesos que se llevan a cabo en los sistemas urbanos no controlados.

De manera global se sabe que las áreas densamente pobladas representan una enorme carga sobre los recursos naturales de una región, entre los cuales el más notable es el agua (Ezcurra y Sarukhán 1990; Ezcurra 1995; Howard y Gelo 2003). El agua ha llegado a un punto extremo de explotación intensiva en muchos sitios y esto llevará a muchas megalópolis —e incluso a ciudades de menor tamaño— a situaciones críticas y a verdaderas guerras regionales por este recurso (Perló y González 2006).

El manejo de la basura es uno de los mayores retos que enfrentan las ciudades. El fenómeno de la llamada jurisdicción fragmentada, es decir, la superposición, coexistencia y concurrencia de los tres órdenes de gobierno en un mismo espacio metropolitano, es un severo problema. Estas concentraciones urbanas se dan en ámbitos geográficos continuos, uniéndose a la aglomeración urbana, y presentan problemas en relación con el abasto de agua, la gestión del medio ambiente, la seguridad pública, el manejo de desechos sólidos y la vialidad, entre otros (Bernache *et al.* 1998).

Los costos ambientales son absorbidos y pagados por las regiones afectadas, por ser tanto productoras de insumos para el consumo creciente de las ciudades como por ser receptoras de los desechos urbanos. Así, resulta obvio que las ciudades distan de ser sistemas autosuficientes, y su huella ecológica se expande mucho más allá de sus límites geográficos.

Una incógnita que plantean las megaciudades es cuánto puede crecer una urbe antes de llegar a un punto de colapso irreversible. Esta interrogante se puede plantear de manera más concreta con solo preguntarnos si estos grandes conglomerados urbanos pueden ser sustentables o no (Mazari-Hirirat y Bellon 1995; Ezcurra y Mazari-Hiriart 1996; Mazari 1996a, b). Las posibles respuestas a esta pregunta deben ajustarse a las diferentes escalas tanto de las ciudades como de los efectos que tiene su desarrollo.

17.3 La urbanización en México

El proceso de urbanización en México se intensificó de manera importante durante el siglo XX. En este periodo las ciudades aumentaron de tamaño y su densidad poblacional también se incrementó notablemente. Por un lado, la oferta urbana de oportunidades de empleo, educación, atención médica y acceso a servicios y, por otro, la falta de oportunidades, el deterioro y la consecuente depauperación de las zonas rurales contribuyeron a que un gran número de migrantes provenientes del campo se instalara en las ciudades.

La Revolución mexicana en particular fue un detonante para la emigración de las zonas rurales a la capital. México no fue ajeno al desarrollo industrial característico del siglo XX y dado que las ciudades ofrecían grandes incentivos económicos, como tarifas especiales para la energía eléctrica y el agua, muchas industrias se instalaron en ellas, especialmente en la Ciudad de México. El desarrollo industrial conllevó la creación de empleos que, a pesar de que frecuentemente ofrecían condiciones laborales desventajosas, representaban el atractivo de un ingreso fijo con el que no se contaba en las zonas rurales.

Garza (2002) reconoce tres etapas de urbanización en México: *1*] moderada-baja, entre 1900 y 1940; *2*] acelerada-media, de 1940 a 1980, y *3*] baja-acelerada, de 1980 a 2000. Durante el primer periodo, México era un país esencialmente rural, cuyo grado de urbanización apenas alcanzaba 10.6%. En el segundo, correspondiente a una época de crecimiento y estabilización económica, la población mexicana se volvió predominantemente urbana, aparecieron varias ciudades nuevas y las existentes crecieron a ritmos acelerados. El tercer periodo se caracteriza por la consolidación del perfil urbano del país, aun cuando la década entre 1980 y 1990 estuvo marcada por una inestabilidad económica que desde luego afectó el crecimiento de las ciudades, influyó sobre los patrones migratorios hacia las ciudades del país y contribuyó al incremento de la migración hacia Estados Unidos.

Actualmente, el Sistema Nacional de Ciudades incluye

nueve ciudades grandes, 71 ciudades medias y 284 ciudades pequeñas (cuadro 17.1), con ritmos diferentes de crecimiento a lo largo del tiempo (Conapo 2007). Las primeras corresponden, en orden decreciente, a las zonas metropolitanas de la Ciudad de México, Guadalajara, Monterrey, Puebla, Toluca, Tijuana, Ciudad Juárez, León y Torreón.

En México, una parte importante de la población urbana se ha concentrado históricamente en lo que hoy es la capital del país, donde se produce 32% del PIB nacional (Conapo 2004a). Sin embargo, el crecimiento de otras ciudades no debe soslayarse, pues es parte de la consolidación del perfil urbano de México, característico de las sociedades contemporáneas (Fig. 17.1). Monterrey, Guadalajara y Puebla son zonas metropolitanas importantes por el número de habitantes, las actividades productivas y de servicios que en ellas se desarrollan, y también porque atraen población. La tasa de crecimiento de estas ciudades tiende a moderarse y actualmente es de 1.9% anual en promedio (Conapo 2004a). Algunas ciudades más pequeñas muestran tasas de crecimiento elevadas, y las ciudades de Toluca, Tijuana, Ciudad Juárez, León y Torreón (cuadro 17.1) rebasan ya el millón de habitantes.

Hoy día, las ciudades medias rebasan la media de crecimiento de la población urbana nacional, que es de 2.3% anual, pues su tasa promedio de crecimiento anual es de 3% (Conapo 2007). Además, se incorporan nuevas ciudades al rebasarse el límite de 15 000 habitantes —criterio utilizado en México para considerar un asentamiento como ciudad— en diferentes poblados de manera casi continua (Conapo 2007).

En general, las tasas de crecimiento de las ciudades fronterizas del norte también son altas (cuadro 17.1) y rebasan la media nacional, debido a las altas tasas de inmigración que las han caracterizado por su cercanía con Estados Unidos y por la oferta de trabajo de la industria

Cuadro 17.1 Dinámica poblacional (1990-2000) en las ciudades de México

Ciudad	Entidad	Población			Tasa de crecimiento anual (%)		
		1990	1995	2000	1990-1995	1995-2000	1990-2000
Ciudades grandes							
ZM Ciudad de México	D.F.-México	15 278 291	16 959 090	18 010 877	1.86	1.42	1.67
ZM Guadalajara	Jalisco	2 987 194	3 461 819	3 677 531	2.64	1.42	2.12
ZM Monterrey	Nuevo León	2 613 227	3 038 193	3 299 302	2.7	1.95	2.38
ZM Puebla	Puebla-Tlaxcala	1 458 099	1 702 720	1 885 321	2.78	2.41	2.62
ZM Toluca	México	968 916	1 161 949	1 344 575	3.27	3.47	3.36
ZM Tijuana[2]	Baja California	747 381	1 038 188	1 274 240	5.99	4.91	5.52
Ciudad Juárez[2]	Chihuahua	792 498	1 005 173	1 206 824	4.3	4.37	4.33
León	Guanajuato	760 703	946 523	1 027 466	3.94	1.94	3.07
ZM Torreón	Coahuila-Durango	878 289	958 886	1 007 291	1.57	1.16	1.39
Subtotal	**9 ciudades**	**26 484 598**	**30 272 541**	**32 733 427**	**2.39**	**1.85**	**2.16**
Ciudades medianas							
ZM San Luis Potosí	San Luis Potosí	658 712	781 964	850 828	3.08	1.99	2.61
ZM Mérida[1]	Yucatán	620 646	728 753	793 391	2.88	2.01	2.5
ZM Cuernavaca[1*]	Morelos	572 037	724 912	793 300	4.28	2.13	3.35
ZM Querétaro[1*]	Querétaro	555 491	679 757	787 341	3.64	3.5	3.58
ZM Aguascalientes	Aguascalientes	547 366	637 303	707 516	2.73	2.47	2.62
ZM Tampico	Tamaulipas-Veracruz	567 334	620 012	664 692	1.58	1.64	1.61
Chihuahua	Chihuahua	516 153	613 722	657 876	3.11	1.64	2.47
Acapulco	Guerrero	515 374	592 528	620 656	2.5	1.09	1.89
ZM Saltillo	Coahuila	469 166	564 419	617 899	3.33	2.14	2.81
ZM Villahermosa[1]	Tabasco	437 567	533 598	600 580	3.57	2.8	3.24



Cuadro 17.1 [*continúa*]

Ciudad	Entidad	Población			Tasa de crecimiento anual (%)		
		1990	1995	2000	1990-1995	1995-2000	1990-2000
ZM Veracruz	Veracruz	473 156	560 200	593 181	3.03	1.35	2.3
Morelia	Michoacán	435 924	522 750	561 375	3.27	1.68	2.58
Mexicali[2]	Baja California	438 377	505 016	549 873	2.54	2.01	2.31
Hermosillo	Sonora	406 417	504 009	545 928	3.88	1.89	3.02
Culiacán	Sinaloa	415 046	505 518	540 823	3.55	1.59	2.7
ZM Tuxtla Gutiérrez[1]	Chiapas	340 751	444 960	494 763	4.84	2.51	3.83
ZM Oaxaca[1]	Oaxaca	331 247	404 371	460 350	3.59	3.08	3.37
ZM Xalapa[1]	Veracruz	333 376	397 580	436 874	3.17	2.23	2.76
Durango	Durango	348 036	397 687	427 135	2.39	1.68	2.08
Reynosa[2]	Tamaulipas	265 663	320 458	403 718	3.37	5.55	4.31
Cancún[3]	Quintana Roo	167 730	297 183	397 191	10.65	7.02	9.07
Matamoros[2]	Tamaulipas	266 055	323 794	376 279	3.54	3.58	3.55
ZM Orizaba	Veracruz	299 462	328 727	346 068	1.66	1.21	1.47
ZM Tepic	Nayarit	268 185	327 375	342 840	3.59	1.09	2.5
Mazatlán	Sinaloa	262 705	302 808	327 989	2.55	1.89	2.26
ZM Minatitlán	Veracruz	311 407	341 906	323 389	1.67	−1.29	0.38
Irapuato	Guanajuato	265 042	299 604	319 148	2.19	1.49	1.89
Nuevo Laredo[2]	Tamaulipas	218 413	273 797	308 828	4.08	2.86	3.55
ZM Coatzacoalcos	Veracruz	271 825	300 025	307 724	1.76	0.59	1.26
ZM Pachuca[1]*	Hidalgo	214 493	262 376	300 316	3.63	3.21	3.45
ZM Poza Rica	Veracruz	276 114	290 874	292 493	0.93	0.13	0.58
ZM Monclova	Coahuila	261 412	275 509	282 853	0.93	0.62	0.8
Celaya	Guanajuato	214 856	251 724	277 750	2.84	2.33	2.62
ZM Tlaxcala[1]*	Tlaxcala	192 823	236 713	262 277	3.7	2.43	3.15
ZM Córdoba	Veracruz	221 005	247 969	260 164	2.06	1.13	1.66
ZM Cuautla[1]*	Morelos	200 316	240 845	259 292	3.31	1.74	2.63
Ciudad Obregón	Sonora	219 980	244 028	250 790	1.85	0.64	1.33
Ciudad Victoria	Tamaulipas	194 996	230 304	249 029	2.99	1.84	2.49
Ensenada[3]	Baja California	175 601	199 828	234 183	2.31	3.78	2.94
ZM Zacatecas	Zacatecas	191 326	226 265	232 965	3.01	0.68	2
Uruapan	Michoacán	190 768	219 315	229 819	2.5	1.1	1.89
ZM Zamora	Michoacán	185 445	214 938	216 048	2.65	0.12	1.55
ZM Colima	Colima	154 347	187 081	210 766	3.46	2.83	3.19
Tehuacán[1]*	Puebla	139 450	172 510	204 598	3.84	4.07	3.94
Los Mochis	Sinaloa	162 659	188 349	200 906	2.63	1.52	2.15
ZM Tulancingo[1]*	Guerrero	147 137	176 784	193 638	3.3	2.15	2.8
Campeche[1]	Campeche	150 518	178 160	190 813	3.03	1.62	2.42
ZM Guaymas	Sonora	175 109	183 232	180 316	0.81	−0.37	0.3
Tapachula	Chiapas	138 858	163 253	179 839	2.91	2.29	2.64



Cuadro 17.1 [*concluye*]

Ciudad	Entidad	Población			Tasa de crecimiento anual (%)		
		1990	1995	2000	1990-1995	1995-2000	1990-2000
La Paz	Baja California Sur	137 641	154 314	162 954	2.04	1.28	1.72
Puerto Vallarta[3]	Jalisco	97 032	126 714	157 379	4.84	5.2	4.99
Nogales[2]	Sonora	105 873	131 578	156 854	3.92	4.19	4.04
ZM Piedras Negras[2]	Coahuila	115 100	136 650	151 149	3.08	2.39	2.78
ZM San Francisco-Purísima	Guanajuato	114 034	132 048	145 017	2.63	2.21	2.45
ZM San Martín Texmelucan[1]*	Puebla	112 451	132 812	143 720	2.99	1.86	2.5
Chilpancingo[1]	Guerrero	97 165	123 475	142 746	4.33	3.45	3.95
San Luis Río Colorado[2]	Sonora	95 461	115 596	126 645	3.44	2.16	2.89
Ciudad del Carmen	Campeche	83 806	114 360	126 024	5.65	2.3	4.2
ZM Ocotlán	Jalisco	101 905	115 021	125 027	2.17	1.97	2.08
ZM Apizaco[1]*	Tlaxcala	93 727	110 621	124 532	2.98	2.81	2.9
Chetumal[1]	Quintana Roo	94 158	115 152	121 602	3.63	1.28	2.61
San Cristóbal de Las Casas	Chiapas	73 388	99 254	112 442	5.49	2.96	4.39
Ciudad Acuña[2]	Coahuila	52 983	79 221	108 159	7.38	7.55	7.45
Ciudad Valles	San Luis Potosí	91 402	102 226	105 721	2	0.79	1.48
Iguala	Guerrero	83 412	98 276	104 759	2.94	1.51	2.32
ZM Acayucan	Veracruz	91 323	104 662	102 992	2.44	–0.38	1.22
Tecomán-Armería	Colima	86 189	94 909	100 457	1.72	1.34	1.56
ZM Moroleón-Uriangato	Guanajuato	94 901	96 545	100 063	0.3	0.84	0.53
Subtotal	**71 ciudades**	**17 546 982**	**20 783 572**	**22 677 415**	**3.04**	**2.06**	**2.62**
Ciudades pequeñas demográficamente relevantes							
San Juan del Río[1]*	Querétaro	61 652	84 532	99 483	5.74	3.88	4.94
Manzanillo[3]	Colima	67 697	80 568	94 893	3.13	3.9	3.46
Agua Prieta[2]	Sonora	37 664	54 681	60 420	6.82	2.36	4.88
Cozumel[3]	Quintana Roo	33 884	47 841	59 225	6.29	5.12	5.79
Zihuatanejo[3]	Guerrero	37 328	54 537	56 853	6.94	0.98	4.33
Tecate[2]	Baja California	40 240	47 005	52 394	2.79	2.57	2.69
Playa del Carmen[3]	Quintana Roo	3 098	17 621	43 613	36.02	23.6	30.52
Cabo San Lucas[3]	Baja California Sur	16 059	28 483	37 984	10.67	6.96	9.06
San José del Cabo[3]	Baja California Sur	14 892	21 737	31 102	6.92	8.74	7.7
Puerto Escondido-Zicatela[3]	Oaxaca	12 857	21 101	26 100	9.16	5.1	7.39
Subtotal	**284 ciudades**	**7 834 328**	**8 904 332**	**9 532 672**	**2.29**	**1.61**	**2**
Total urbano	**364 ciudades**	**51 865 908**	**59 960 445**	**64 943 514**	**2.6**	**1.89**	**2.29**
Total República mexicana		**81 249 645**	**91 158 290**	**97 483 412**	**2.06**	**1.58**	**1.85**

Fuente: Conapo (s.f.).
ZM = zona metropolitana.
* Crecimiento atribuible a la cercanía de la Ciudad de México y a la desconcentración de actividades económicas en la misma.
[1] Ciudades dinámicas (ciudades medianas, con altas tasas de crecimiento poblacional y actividad económica intensa).
[2] Ciudades fronterizas.
[3] Ciudades del Caribe y del Pacífico.

maquiladora. En esta zona, la especialización manufacturera ha tenido un papel determinante en la definición de los patrones migratorios, a pesar de ser muy inestable por estar sujeta a un mercado de mano de obra cambiante (Mendoza 2003). Como prueba de su importancia, baste mencionar que en 1999 existían 3 338 plantas maquiladoras, que empleaban a 1.2 millones de trabajadores, mientras que en 1970 solo había 120 plantas con 20 000 trabajadores (Garza 2002). Muchas de las ciudades reflejan hoy día un cambio de tendencias en el crecimiento poblacional, pues entre 1990 y 2000 las tasas más altas de incremento correspondieron a las ciudades medias (cuadro 17.1). Dada la creciente importancia económica del turismo, las ciudades orientadas a este tipo de actividad, como las costeras del Caribe y del Pacífico, también presentan tasas considerables de crecimiento (cuadro 17.1). Cabe resaltar que Cancún, Cabo San Lucas y Puerto Escondido tienen tasas de crecimiento superiores a 9% como consecuencia del desarrollo turístico que las caracteriza. Este es un patrón común en las zonas costeras turísticas, en las que la regulación del crecimiento urbano es compleja e ineficiente. El crecimiento de las ciudades costeras se hace a costa de ecosistemas muy frágiles, como se detalla en el recuadro 17.1.

Por su parte, Tijuana muestra un crecimiento anual de 5.5% por su carácter de ciudad fronteriza y sitio frecuente de cruce de indocumentados. El turismo transfronterizo hacia Tijuana también ha generado crecimiento por la actividad económica. En ciudades como esta, la población flotante hace difícil la cuantificación precisa del número de habitantes. En el recuadro 17.2 se mencionan las principales características del crecimiento de Tijuana, ciudad que resume muchos de los problemas del crecimiento urbano en México. Estos patrones cambiantes corresponden a la transformación de un sistema monocéntrico a uno policéntrico, en el que la dominancia de una sola ciudad, la capital, se está distribuyendo entre las nueve ciudades que tienen más de un millón de habitantes (Garza y Ruiz Chiapetto 2000; Bazant 2001; Garza 2002), e incluso entre algunas de las ciudades medias con altas tasas de crecimiento.

El Consejo Nacional de Población (Conapo 2004b) prevé que para el año 2030 cerca de 71% de la población mexicana habitará alguna ciudad, y ciudades que hoy son relativamente pequeñas, como Cuernavaca, Querétaro, Mérida, Aguascalientes, San Luis Potosí y Mexicali, habrán rebasado el millón de habitantes (Garza 2002; Conapo 2004a). Una consecuencia relevante de este aspecto del crecimiento de la población mexicana es que la mayoría de los jóvenes ya no trabaja en el campo, pues más de 70% de este sector de la población habita y se emplea en algún tipo de centro urbano (Cabannes y Mougeot 1999; Jordan y Simioni 2002; Santandreu *et al.* 2002).

Como se puede observar en el cuadro 17.1 y en la figura 17.3, muchas de estas ciudades crecen a ritmos acelerados como consecuencia de su cercanía con las ciudades grandes, con las que pueden quedar conurbadas. El efecto de la Ciudad de México es, hoy día, el de mayor alcance y afecta a Cuernavaca, Cuautla, Pachuca, Toluca, Tlaxcala, Apizaco y Tulancingo. Querétaro ejerce este tipo de influencia sobre San Juan del Río, y además ambas ciudades se ven afectadas por la ciudad capital.

En los asentamientos urbanos la carencia de servicios se subsana a lo largo del tiempo al consolidarse la infraestructura urbana y mientras tanto se compensa, con muchas dificultades, recurriendo a zonas vecinas. En consecuencia, las grandes ciudades han atraído población, pero también se da el proceso de emigración de las megalópolis a otras ciudades. Debido a que la sobrepoblación es un proceso reciente, sus efectos y alcances aún no se conocen del todo, pero ya se hacen evidentes.

17.3.1 Recursos hídricos

Al crecer las ciudades se extiende su impacto ambiental, que afecta muchos aspectos. Uno de importancia medular está relacionado con el uso del agua, que es además un reflejo de la estratificación social de nuestro país. En la República mexicana el consumo global de agua, estimado con base en lo reportado por el Registro Público de Derechos del Agua (Repda), fue de 76.5 km^3 en el año 2005, pero esta cifra implica una subestimación porque se basa solo en el agua concesionada de acuerdo con datos oficiales. De este consumo, 14% se destina al abastecimiento público urbano y doméstico, así como a la parte de la industria que está conectada a la red de suministro, mientras que 9% se destina a uso industrial (Conagua 2008), más que el porcentaje mundial reportado en 2.3% para uso urbano y 4% para uso industrial (Shiklomanov 1993). El 64% del agua proviene de cuerpos de agua superficiales y 36% de sistemas subterráneos. Cabe mencionar que en México se reporta oficialmente que existen 635 acuíferos, de los cuales 104 se reconocen como sobreexplotados (Conagua 2008) . La información está disponible de manera global, lo que dificulta su estimación por ciudad. La distribución del recurso hídrico es muy heterogénea en el país, debido a la variación climática y a la diversidad de regiones ecológicas e hidrológicas que

Recuadro 17.1 Las ciudades costeras

Patricia Moreno-Casasola

Las costas de México constituyen un espacio natural con gran riqueza de ecosistemas, como playas con dunas y humedales, que incluyen tanto manglares como humedales de agua dulce. La mayoría de los humedales del país se localiza en las planicies costeras (Olmsted 1993), y en amplias extensiones del Golfo, el Caribe y el Pacífico hay grandes sistemas de dunas (Moreno-Casasola *et al.* 1998). La urbanización de esta delgada franja ha ocurrido de manera relativamente tardía.

El surgimiento de localidades urbanas se dio desde la época colonial, aunque su crecimiento demográfico y multiplicación ocurrió a partir de mediados del siglo XX. Durante toda la época colonial, las costas fueron consideradas lugares insalubres y peligrosos, pero la necesidad de contar con puertos de enlace con la metrópoli obligó a las autoridades coloniales a construir asentamientos en las costas. Con Porfirio Díaz estas recibieron inversiones importantes en infraestructura, lo que permitió un aumento demográfico (Rodríguez 2006).

En el siglo XX, las regiones del Golfo y el Caribe se incorporaron al mercado mundial y se inició su crecimiento económico. Rodríguez (2006) plantea que son cinco los procesos básicos de carácter económico que modelan la urbanización en la zona: servicios portuarios, pesquerías, plantaciones tropicales, petróleo y turismo.

La expansión de las áreas urbanas es fruto tanto del crecimiento natural de su población como de la migración, también conocida como crecimiento social. En las zonas costeras, el Estado desempeñó un papel importante en la redistribución de la población, mediante políticas como la "Marcha hacia el mar", programa auspiciado por el presidente Ruiz Cortines a mediados de los años cincuenta del siglo XX (Moreno-Casasola *et al.* 2006). Tuvo consecuencias importantes en el entorno de la cuenca del Río Papaloapan (Rodríguez 2006). En la región costera del Golfo y el Caribe, las localidades de más de 100 000 habitantes, de los años setenta a noventa, crecieron a una tasa media anual de 4.92%, mientras que las de menor tamaño lo hicieron a una de 2.18%. Ello produjo una corriente migratoria de las localidades menores a las mayores dentro de la misma región. Este autor descarta que los pobladores de las localidades de menor tamaño hayan migrado al territorio no costero de sus propios estados litorales, ya que su población creció a una tasa aún menor (2.05%). Así, la población de las localidades de más de 100 000 habitantes está creciendo, en promedio, cerca de tres veces más que la de las localidades de menos de 100 000 habitantes, fundamentalmente alimentadas por su propia población regional. Hasta 1990, las ciudades más atractivas, donde la inmigración acumulada fluctuaba entre 133 000 y 191 000 personas, fueron tres: zona metropolitana (ZM) de Tampico, ZM de Coatzacoalcos y Cancún. En ellas se concentraban 451 000 inmigrantes, 35% del total de los inmigrantes en estas costas (Gutiérrez y González 1999; Rodríguez 2006).

En la década de los noventa, la economía del país transitó hacia un nuevo modelo de desarrollo. Ya desde mediados de los años ochenta habían empezado a introducirse medidas tendientes a liberalizar el comercio y a reducir la presencia del Estado en la economía. La exportación de hidrocarburos, sin dejar de ser importante, pasó a un segundo término y aparecieron otras actividades con mayor dinamismo exportador. La industria maquiladora, el turismo y los puertos se configuraron como los sectores que más empleo proporcionan. La generación de energía eléctrica también surgió como una industria costera importante en el Golfo de México. Los servicios empezaron a desempeñar un papel fundamental en el desarrollo económico. Cozumel y sobre todo Cancún destacan como zonas turísticas muy dinámicas (Moreno-Casasola *et al.* 2006; Rodríguez 2006).

El turismo es una de las actividades económicas más importantes y de mayor envergadura en nuestros tiempos. Se ha constituido como una necesidad humana, una herramienta económica y un fenómeno social. Su crecimiento y expansión han brindado beneficios económicos, sociales y culturales, al igual que han ocasionado grandes impactos en la naturaleza y la sociedad. El turismo en México es la tercera actividad económica en captación de divisas, solo después del petróleo y de las manufacturas. Gran parte de este turismo se ha enfocado en la costa. La Organización Mundial del Turismo sitúa a México en el lugar número ocho como destino turístico y en el 12 como captador de divisas (OMT 2002). En lugares como las Bahamas o las Islas Caimán, 40% de la población económicamente activa trabaja en actividades relacionadas con el turismo (Carré y Séguin 1998). Esta actividad se desarrolla y promueve en México tanto en el ámbito nacional como en el internacional, enfocada en los polos turísticos costeros con una oferta de turismo masivo. En México, el turismo ha sido un motor de "litoralización" en estados como Quintana Roo y Baja California. La industria hotelera se ha desarrollado de manera más puntual en estados como Veracruz, Tamaulipas y Oaxaca. Las costas del Caribe

son un ejemplo de ello: 96.45% de la población de Quintana Roo vive en municipios costeros; 71.32% de la de Campeche, y, como excepción, en Yucatán solamente 6.59% se concentra en las costas (INEGI 2001).

Actualmente, en México el desarrollo turístico en zonas costeras se ha llevado a cabo por medio de tres mecanismos (Amador y Moreno-Casasola 2006):

1] Crecimiento de sitios turísticos con base en ciudades ya establecidas, en las cuales se hacen nuevas inversiones y se transforman las pautas de desarrollo. Son poblados rurales, pequeñas urbanizaciones o ciudades que cambian drásticamente su actividad (o bien la complementan como en el caso de los puertos) y en las que los pobladores se incorporan a las actividades de servicio a los turistas. Se les llama "destinos de playa tradicionales" e incluyen en el Pacífico a Acapulco, La Paz, Guaymas, Manzanillo, Mazatlán, Puerto Escondido y Puerto Vallarta, así como Cozumel en el Caribe. Con frecuencia se da un crecimiento desorganizado, ya que carecen de un plan urbano concertado con los diferentes actores y una planificación de actividades a mediano y largo plazos con una visión de conjunto. El crecimiento depende de inversionistas privados y aunque cada proyecto requiere por ley un estudio de impacto ambiental autorizado previamente por las autoridades ambientales, este no siempre es suficiente para mitigar los impactos al ambiente y procurar un desarrollo sustentable. En muchos casos no hay un trabajo de ordenamiento previo, de mayor alcance territorial y de planificación más integral en el que ecosistemas frágiles hayan sido protegidos. Hay fuertes problemas ambientales, como drenajes que vierten al mar sin tratamiento previo, problemas de disposición de basura y crecimiento desordenado en ecosistemas frágiles cuya diversidad se ve tan afectada como los servicios ambientales que prestan. Los casos se analizan uno por uno y las soluciones no han tomado en cuenta los impactos vecinales como, por ejemplo, la construcción de muelles y el acceso al mar. En 1998 estos centros recibieron 6 624 000 turistas y ofrecieron 46 153 cuartos de hotel, siendo el destino preferido de los turistas nacionales (Amador y Moreno-Casasola 2006)

El Puerto de Veracruz es un ejemplo del crecimiento desordenado de una ciudad en ecosistemas costeros. Debido a la orientación de su litoral recibe gran cantidad de sedimentos que formaron lagunas interdunarias y humedales ya reconocidos en documentos históricos (Siemens *et al.* 2006). Hoy día la ciudad ha crecido sepultando con arena más de 50 lagunas (Fig. 1); en 2005 se logró proteger las 20 que aún quedaban y que hoy se agrupan en el sitio Ramsar Lagunas Interdunarias de Veracruz.

2] Creación de "polos de desarrollo turístico integrado", para los que se escoge un sitio de gran atractivo natural y se planea la infraestructura necesaria. Se da énfasis a las instalaciones turísticas y a su alrededor se va desarrollando una nueva ciudad donde vive el sector que proporciona los servicios. Existen cuatro de estos sitios: Cancún, Ixtapa-Zihuatanejo, Loreto-Los Cabos y Bahías de Huatulco. En el primer caso el crecimiento de la ciudad alrededor del centro turístico rebasó lo planeado, en tanto que en el último caso se decidió mantener la ciudad alejada unos cuantos kilómetros del desarrollo turístico propiamente dicho. Estas zonas costeras, que tenían muy poca población en el momento en que el desarrollo tuvo lugar, fueron sometidas a un ordenamiento territorial y a estudios de impacto ambiental. La operación de los sitios está controlada, hay plantas de tratamiento para aguas negras, actividades ambientales de restauración, reforestación y programas de educación ambiental para los pobladores locales. En 1998 recibieron 3 715 000 turistas para una oferta de 33 048 cuartos. Solamente Cancún tenía 26 000 cuartos en 2003, poco más de la mitad de lo que tiene la Ciudad de México (Amador y Moreno-Casasola 2006). El turismo internacional es el más frecuente en estos sitios. Estas áreas siguen presentando problemas en su desarrollo, ya sea porque han rebasado los proyectos iniciales (como Cancún) o porque se ha planificado un mayor número de cuartos de lo que el ambiente tiene posibilidades de sostener (Huatulco).

3] Pobladores locales, principalmente de zonas urbanas, que construyen una segunda casa en la costa. Todos buscan una vista al mar y acceso inmediato a la playa. Las casas se multiplican en una línea paralela a la costa, cortando flujos e interconexiones entre ecosistemas. Hay poca o nula planificación urbana y los estados —y el propio país— aún no cuentan con instrumentos y reglamentos para lidiar con cuestiones como el acceso a la playa, servicios al visitante, protección de las dunas, manejo de basura, etc. Este tipo de desarrollo se está dando en estados como Baja California (corredor Tijuana-Ensenada), Yucatán (Telchac) y Veracruz (Costa Esmeralda, Villa Rica), entre otros muchos. En cuanto los hoteles comienzan a ocupar los espacios, el paisaje cambia drásticamente.

El país no ha logrado instrumentar una política costera. El documento *Política ambiental nacional para el desarrollo sustentable de océanos y costas de México: estrategias para su conservación y uso sustentable*, producido por la Semarnat

Recuadro 17.1 [*concluye*]

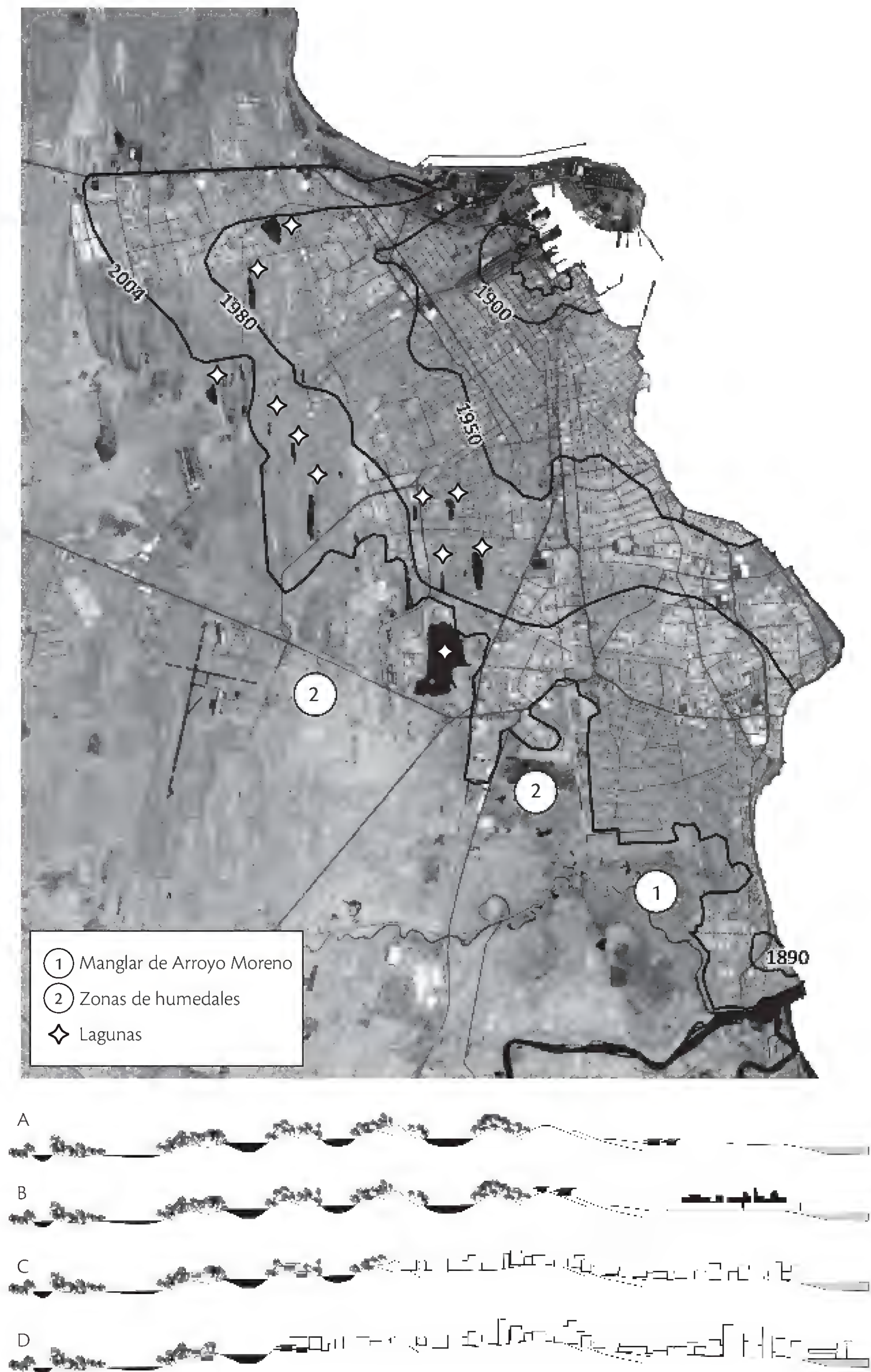


Figura 1 Límites aproximados de crecimiento de la ciudad de Veracruz, a partir del primer asentamiento amurallado de la época colonial. Puede verse un conjunto de cuerpos de agua alargados que constituyen lagunas interdunarias, así como la zona de humedales de agua dulce y de manglares de Arroyo Moreno. Los esquemas de la parte inferior muestran perfiles topográficos en varias etapas, durante las cuales la ciudad ha ido creciendo sobre el sistema de dunas y las lagunas interdunarias. El primer perfil muestra el sistema de playas y dunas con un poblado de pescadores; el segundo muestra la fundación sobre la playa y las dunas de la ciudad amurallada durante la Colonia; el tercero muestra la situación alrededor de 1950, y el último perfil es la situación actual. Fuente: Siemens *et al.* (2006).

en 2006, aparece tardíamente y aún no cuenta con mecanismos para instrumentar un manejo integral de la zona costera. Las ciudades costeras siguen funcionando y creciendo de la misma manera que las del interior del país, y la apropiación de la línea de costa es más privada que pública. Lo más que se logra es un bulevar costero. Este proceso tiene, además de graves consecuencias ambientales, profundos efectos sociales que no se atienden adecuadamente y que contribuyen, de una forma u otra, a incrementar los costos del desarrollo desordenado, planeado únicamente en términos de ganancias inmediatas.

El desarrollo urbano de las costas requiere atención urgente. Entre los muchos riesgos que se presentan en las zonas donde estas ciudades se encuentran está la desaparición de su atractivo turístico por las consecuencias ambientales de esta forma desordenada de crecimiento. Como muestra baste mencionar la destrucción de las playas de Cancún a consecuencia del huracán Wilma (2006) y el profundo daño que los arrecifes coralinos presentan en el Caribe, donde son una parte determinante del atractivo turístico de la zona. Adicionalmente, estas ciudades deben abocarse a tomar medidas que les permitan mitigar los riesgos que representa para ellas el cambio climático, al que han quedado más expuestas justamente por la forma en la que crecen y por la destrucción de ecosistemas costeros —playas y dunas— que prestan justamente los servicios ambientales de protección contra huracanes y marejadas.

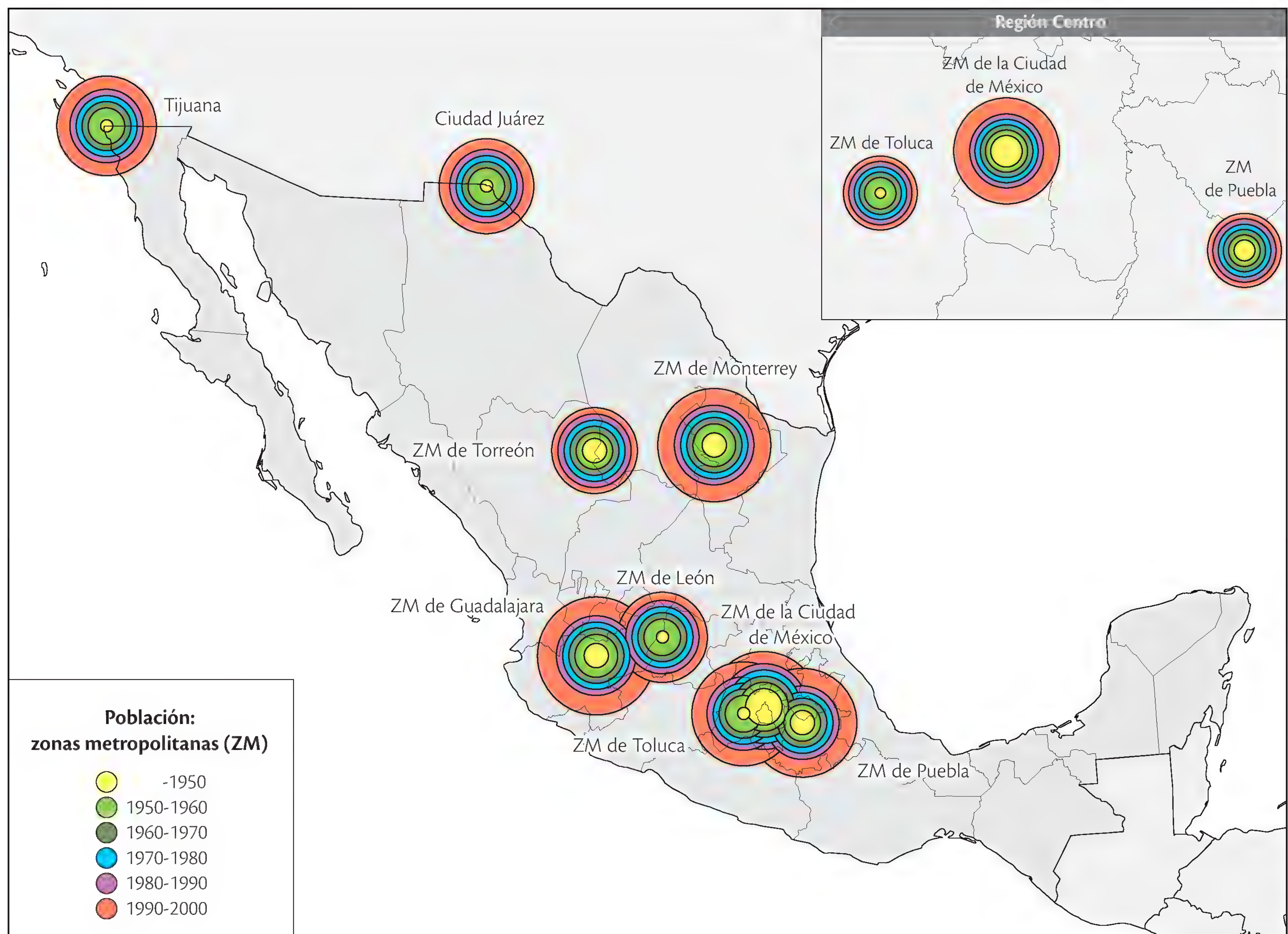


Figura 17.3 Crecimiento poblacional de zonas urbanas, 1950-2000. Fuentes: Negrete y Salazar (1986). Elaboró M.A. Ramírez Beltrán (Instituto de Geografía, UNAM), según datos tomados de <*www.conapo.gob.mx/distribución*>. El diámetro de los círculos no representa la escala.

Recuadro 17.2 La Cuenca del Río Tijuana: un enfoque binacional para la conservación

Lina Ojeda Revah

La Cuenca del Río Tijuana alberga dos de las principales ciudades y economías de la frontera entre México y Estados Unidos (Tijuana y parte de San Diego). En consecuencia es administrada por dos países. Se localiza en la Provincia Florística de California, considerada como una región megadiversa, con ecosistemas únicos. La cuenca abarca 4 430 km^2, de los cuales tres cuartas partes pertenecen a México. Es un área semiárida y montañosa cubierta por diversos ecosistemas: bosques de pino, matorral de junípero, chaparral, matorral costero, vegetación riparia y pequeñas lagunas estacionales. Con el tiempo, gran parte de estas comunidades han sido deforestadas y fragmentadas, provocando pérdida de biodiversidad, modificando los ciclos naturales y originando problemas ambientales que han terminado por dañar a la población, a sus propiedades e incluso han ocasionado conflictos internacionales.

Con una población que creció a un ritmo de 4.8% anual en Tijuana (INEGI 1990) y 2.9% en San Diego (SANDAG 1999) entre 1980 y 1990, la demanda de espacio urbano siguió siendo la principal causa de cambio del uso del suelo en la cuenca. Entre 1970 y 1994 el uso del suelo urbano se extendió a un ritmo de 9.22 km^2 por año (6.88 en México y 2.14 en Estados Unidos) (véase Fig. 1).

Las desiguales formas de ocupación del territorio, las políticas de desarrollo dispares y las asimétricas capacidades de aplicación de las leyes han provocado que a cada lado de la frontera haya riesgos ambientales muy diferentes.

En el lado mexicano la planificación territorial es regional, estatal, municipal (o para áreas específicas). Baja California es uno de los estados con un programa de desarrollo con enfoque ecológico decretado (Gobierno del Estado de Baja California 1995). Sin embargo, el acelerado aumento de la población, así como la histórica falta de control sobre los procesos de crecimiento y su consecuente rezago en la construcción de infraestructura urbana han elevado de forma alarmante los niveles de erosión y han aumentado los riesgos por deslaves, derrumbes e inundaciones a los que está expuesta la población.

En Estados Unidos la planeación del uso del suelo tiene mayor peso local y se enfoca en la solución de problemas

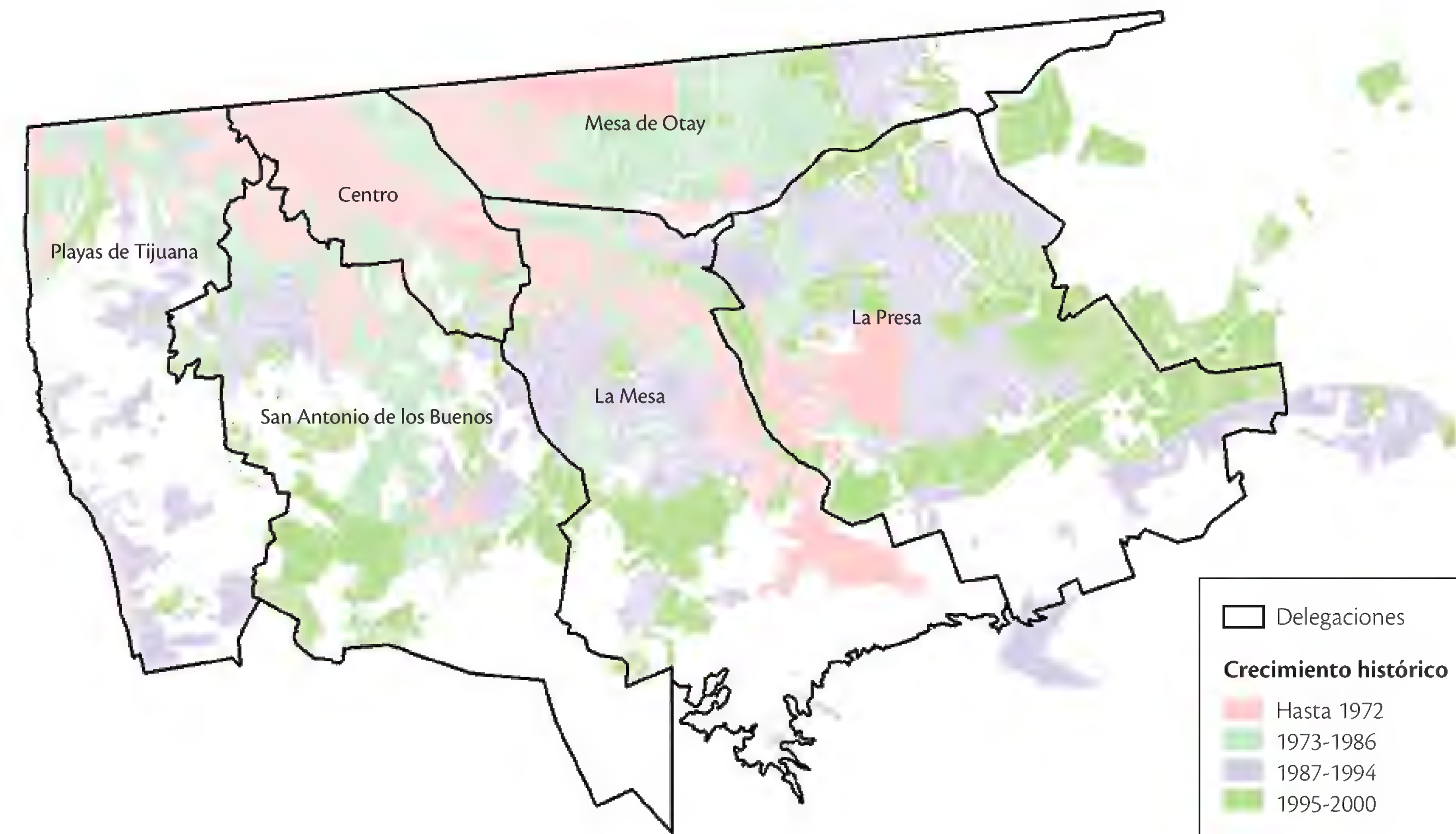


Figura 1 Crecimiento de la ciudad de Tijuana.

particulares, como el uso del agua, la contaminación del aire o el transporte, pero ignora el riesgo de amenazas múltiples (Jensen *et al.* 1993). Las normas de zonificación de la propiedad han sido uno de los principales instrumentos para proteger a los propietarios de daños económicos, sociales o ambientales causados por usos del suelo adyacentes. La defensa de la autonomía local ha restringido la coordinación entre las políticas y las acciones estatales y federales, provocando la toma decisiones parciales (Turner y Rylander 2000).

En ambos países las políticas públicas están orientadas hacia sus principales necesidades sociales. En California la urbanización demanda más espacio y crece más fragmentada que en Baja California. Con un elevado nivel de vida, California aplica estrategias de conservación fuertes; en Baja California, la protección del medio natural no es una prioridad para una sociedad cuyas preocupaciones están enfocadas en crear empleos o mejorar los estándares de vida (Sánchez 1999).

Los contrastantes manejos y patrones de uso del suelo han creado diferentes regímenes de incendios a cada lado de la frontera. Mientras que en México estos son pequeños, numerosos y frecuentes, una larga historia sobre cómo controlarlos en California los ha hecho decrecer en número y frecuencia, pero aumentar en tamaño e intensidad (Minnich y Bahre 1995). En California el crecimiento de los suburbios rodeados de vegetación natural ha creado un perímetro urbano grande y por lo tanto la necesidad de controlar los incendios para proteger vidas. En México —en parte por la necesidad de estar cerca de los servicios— las zonas urbanas crecen de forma más continua y no conservan los hábitats naturales que colindan con ellas, reduciendo inconscientemente el riesgo por incendios.

Asimismo, la forma de crecimiento urbano ha ocasionado mayor fragmentación del espacio natural en California que en Baja California. Se sabe que en el matorral costero y el chaparral los remanentes de hasta 1 km^2 no logran mantener especies de vertebrados por más de una década (Soulé *et al.* 1992). Para 1994, 72% del área urbana dentro de la cuenca se encontraba del lado mexicano, pero 56% de sus fragmentos se localizaban en el lado de Estados Unidos. Esta forma de crecimiento disperso también comienza a desarrollarse en Baja California, especialmente en el área de El Hongo (véanse Figs. 2a, b).

La planificación territorial en ambos países no reconoce que las comunidades naturales de la Cuenca del Río Tijuana trascienden las fronteras políticas. Aunque los planes pretenden ser integrales, en ambos casos se detienen en la frontera.

En la zona del Río Tijuana, una visión de paisaje en el contexto de una cuenca hidrográfica sería más adecuada para la planificación, reconciliando dos grandes instituciones de política pública en una sola visión. Desde el punto de vista de la conservación, mantener grandes fragmentos de vegetación natural podría proteger los acuíferos y las redes de arroyos; también podría proveer un hábitat para las especies que requieren grandes territorios y permitir la existencia de regímenes de disturbios naturales. Estos fragmentos podrían seleccionarse con base en subcuencas y en el control del riesgo a la erosión (tipo de suelo y pendiente).

La conectividad de los ecosistemas puede lograrse diseñando áreas de amortiguamiento en las zonas riparias, controlando al ganado con mejores prácticas de manejo y con un mayor control de la aplicación de la ley. Algunos ecosistemas en particular podrían ser añadidos como conexiones entre los fragmentos grandes, como las pequeñas lagunas estacionales localizadas en el Valle de las Palmas, por lo general no consideradas en los proyectos por ser pequeñas y efímeras; las poblaciones de álamos y sauces (*Populus fremontii* y *Salix* spp.) a lo largo de los tributarios del Río las Palmas; las comunidades de *Arctostaphylos boloensis* de los cerros Bola y Gordo; las poblaciones de *Washingtonia filifera* de la ladera norte y los cañones del Cerro Bola (Oberbauer 1991), y las poblaciones del ciprés de Tecate que se encuentran dispersas en algunas partes de la cuenca (Minnich y Franco 1998). Otro ecosistema que debe ser considerado es el matorral de junípero, actualmente bajo presión por su uso como combustible doméstico.

Un esfuerzo por conservar lo que queda del matorral costero en el sur de California es el Multiple Species Conservation Program (MSCP). Incluye 15 540 km^2 de cinco condados. En los ámbitos estatal y federal se coordinan para el manejo del desarrollo regional mientras protegen especies amenazadas (como la tacuarita de California, *Polioptila californica*). El programa del condado de San Diego fue aprobado en 1997 y conserva 200 km^2, de los cuales 50% son de matorral costero (Natural Community Conservation Planning Program 1997).

Debido a los distintos sistemas políticos de ambos países, resulta difícil establecer en el corto plazo una autoridad ejecutiva binacional que implemente algunas de las medidas propuestas (u otras análogas). Hay algunos esfuerzos por parte del U.S.-Mexico Border Environmental Program (EPA 2007), y específicamente del grupo de trabajo de California/Baja California dentro del proyecto Frontera 2012. Tal vez este primer paso pueda ayudar a formar una instancia específica de manejo binacional de la cuenca dentro de la International Boundary and Water Commission (IBWC). Si este fuera el caso, hay la posibilidad a mediano plazo de articular una política pública y la participación social de una forma integral y binacional.

Recuadro 17.2 [*concluye*]

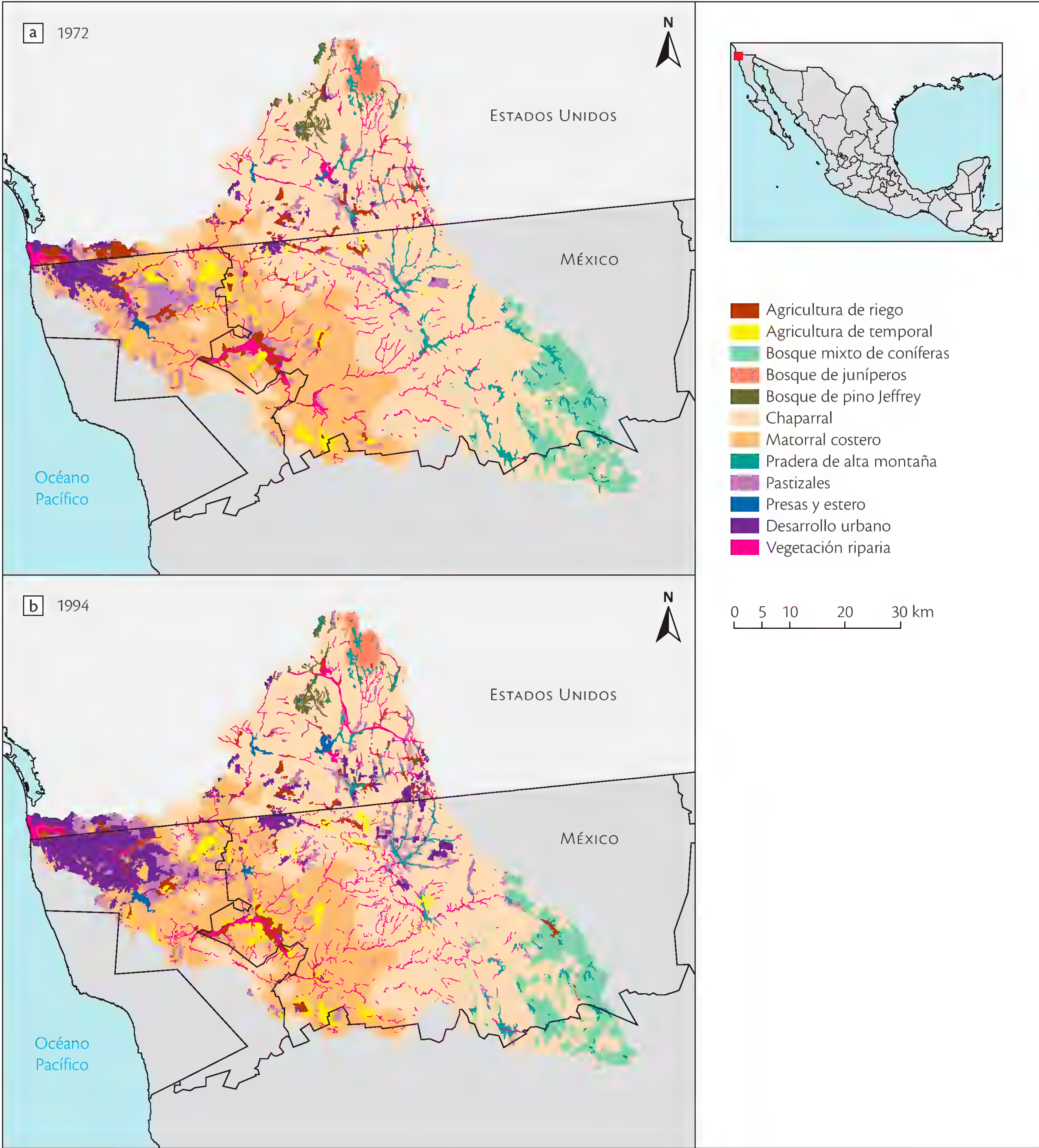


Figura 2 Cuenca del Río Tijuana. Tipos de vegetación y uso del suelo.

caracteriza el territorio nacional. El prolongado manejo centralizado de este vital recurso ha generado políticas públicas que no siempre han reconocido esta heterogeneidad y que han tenido efectos ambientales indeseables (Pineda Pablos 2002).

Como en muchas otras partes del mundo, la preocupación por una estrategia de manejo del agua adecuada surgió cuando ya se presentaban severos problemas por la sobreexplotación de los acuíferos, causados por la intrusión salina en zonas costeras y, en general, por la ineficiencia en su distribución y su uso. De esta manera, la acelerada tasa de explotación ha transformado el agua en un recurso no renovable, pues a pesar de que en condiciones naturales los recursos hídricos sí lo son, en la práctica resultan limitados y agotables (Gleick 1993; Carabias y Landa 2005).

Uno de los problemas más graves que se enfrentan en las zonas urbano-industriales es la insuficiencia del tratamiento del agua residual, misma que pudiera ser vertida a cuerpos de agua sin alterarlos de manera tan severa como se hace actualmente. Este inadecuado manejo impide reutilizarla de manera segura para el riego agrícola o bien para la recarga de acuíferos en zonas urbanas. De acuerdo con la NOM-001-ECOL-1996, publicada en el *Diario Oficial de la Federación* (Segob 1997), todas las ciudades con más de 50 000 habitantes están obligadas a tratar sus aguas residuales a partir del año 2000. Sin embargo, la construcción de las plantas de tratamiento de aguas residuales no se ha llevado a cabo completamente, y las plantas que operan lo hacen con una baja eficiencia (menor a 50%). Como se menciona en el capítulo 4 de este volumen (recuadro 4.3) sobre calidad del agua, en 2003 solo 80% del total del agua residual de los centros urbanos (255 m^3/s) se recolectó en el sistema de alcantarillado y de esta solo 23.5% recibió tratamiento (Conagua 2008). Una tendencia similar presentan las descargas no municipales, que incluyen, además del uso doméstico, el de escuelas, hospitales, mercados y oficinas, e incluso, en algunos casos, industrias intercaladas en las zonas urbanas a causa de una planeación insuficiente. Actualmente solo se trata 15% con remoción de la carga orgánica de un total de 171 m^3/s (Conagua 2008). Esto significa que aproximadamente 80% de las descargas de los centros urbanos y 85% de las descargas industriales se vierten directamente en los cuerpos de agua sin tratamiento previo.

En la frontera norte, 48% de la población no cuenta con tratamiento de aguas residuales, a pesar de la considerable contaminación que se sufre como consecuencia de la actividad de la industria maquiladora, especialmente en ciudades como Tijuana, Mexicali y Torreón. Cabe mencionar que los desechos de estas industrias vierten al medio contaminantes orgánicos sintéticos que pueden tener serios efectos en la salud pública y que no han sido considerados ni evaluados por las autoridades de salud ni ambientales. Ha habido iniciativas binacionales para el tratamiento de aguas residuales, pero los logros son aún insuficientes. Como ejemplo de las grandes dificultades que plantea el manejo del agua en esta zona, baste mencionar que solo alrededor de 65% de las poblaciones fronterizas mexicanas cuentan con drenaje (Cohen 2005).

En el país hay una capacidad instalada para tratar aguas residuales de cerca de 96 000 litros por segundo, pero solo se tratan alrededor de 70 000 l/s, es decir, se utiliza menos de 75% de la infraestructura destinada a este fin. De acuerdo con el Inventario de Plantas Municipales de Tratamiento de Agua (Conagua 2008), se cuenta con 1 433 plantas de tratamiento de aguas residuales, de las cuales 41.3% son lagunas de estabilización, 23.3% opera con lodos activados y el resto está conformado principalmente por fosas sépticas. Como ejemplo podemos mencionar que en el estado de Durango se cuenta con 123 plantas de tratamiento, 100 en Chihuahua, 70 en el Estado de México, 97 en Aguascalientes, 30 en el Distrito Federal, 12 en Yucatán, 11 en Coahuila y en Yucatán, 10 en Campeche y ocho en Hidalgo. La cantidad de agua tratada en los centros urbano-industriales es aún insuficiente y se requiere voluntad política y apoyo económico para modernizar la infraestructura existente, así como inversión para la construcción de nueva infraestructura hidráulica.

En México, como en otros países en desarrollo, el crecimiento poblacional precede el desarrollo de infraestructura para manejar agua residual, lo que permite la dispersión de la contaminación por residuos domésticos e industriales (Foster *et al.* 1998). La rápida urbanización ha afectado de manera negativa los servicios urbanos, incluyendo el abastecimiento de agua y la recolección de agua residual y de desechos sólidos para tratamiento o disposición segura (Cheema 1999). Generalmente, el impacto de las ciudades es en dos sentidos: por un lado, se transfieren recursos hídricos de zonas relativamente distantes a los asentamientos urbanos y, por otro, se depositan aguas residuales con diferentes grados de contaminación en zonas aledañas a estos centros urbanos. En general, las aguas residuales de origen municipal se utilizan en regiones vecinas con poca disponibilidad de agua, lo que casi siempre se hace sin tratamiento previo, sin

planeación y sin un control adecuado de la calidad del agua (Arreguín *et al.* 2004). Por ejemplo, el Valle del Mezquital, con una extensión de 80 000 hectáreas, es actualmente la mayor región del mundo regada con aguas residuales. De hecho, las aguas residuales de la Ciudad de México empezaron a transferirse hacia esa región, aportando agua para los distritos de riego 088 y 03, desde 1789 por el Tajo de Nochistongo (construido de 1607 a 1608); el Gran Canal, constituido por los dos túneles de Tequixquiac (construido de 1888 a 1900 el primero y de 1937 a 1947 el segundo), así como el Interceptor y Emisor del Poniente (1960) (Perló y González 2005). Esta agua representó un cierto alivio para las condiciones de aridez características del Valle del Mezquital, además de que hoy día se utiliza también para la generación de energía eléctrica en la presa de Zimapán, Hidalgo. La calidad del agua fue deficiente desde el inicio y empeoró a partir de que, en la década de los setenta, se emplearon también las aguas descargadas por el drenaje profundo de la Ciudad de México, lo que ha perjudicado severamente la salud de los habitantes del Mezquital. Esto afecta también la calidad del agua subterránea que se ha recargado a los acuíferos, así como la de las presas de la región, en particular la de Endhó (Jiménez-Cisneros *et al.* 2004). En este sitio, donde se vierten las aguas del emisor central del drenaje profundo de la Ciudad de México, la flora y fauna acuáticas han sido severamente afectadas. De hecho, en 1975, cuando llegó la primera emisión, murieron prácticamente todos los peces del embalse. Este proceso ha tenido además efectos negativos en la calidad de los productos agrícolas de la región, destinados en su mayoría a la Ciudad de México. Los productores, paradójicamente, no tienen interés en recibir aguas tratadas, pues se han visto beneficiados por la disponibilidad de agua contaminada con residuos orgánicos que permiten el uso agrícola de suelos que, de otra forma, son improductivos. Sin embargo, junto con los nutrientes orgánicos van grandes cantidades de bacterias patógenas y, además, metales pesados como el cadmio y el plomo, que llegan a acumularse en los seres vivos a lo largo de la cadena trófica.

Entre los múltiples problemas que presenta el manejo del agua en las zonas urbanas se encuentra su conservación y la de los procesos ecológicos que lo garanticen. Además de la constante sobreexplotación de los acuíferos, la transformación de las áreas naturales que permiten su recarga es un problema frecuente y persistente que enfrentan todas las ciudades mexicanas, caracterizadas por la falta de planeación. Las respuestas a este problema habitualmente son tardías, insuficientes y erráticas, pero la gravedad de los problemas que ya enfrentan otras ciudades ha llevado a la búsqueda de soluciones alternativas en algunos sitios. Como ejemplo vale la pena citar los esfuerzos recientes en Saltillo a fin de preservar la Sierra de Zapalinamé, ubicada en la zona de transición entre el Desierto Chihuahuense y la Sierra Madre Oriental. Esta fue decretada como Zona Sujeta a Conservación Ecológica el 4 de febrero de 1997 por el gobierno de Coahuila (*Periódico Oficial del Gobierno del Estado de Coahuila* 1997), con el objetivo central de proteger la biodiversidad y garantizar la recarga de los acuíferos de la zona, de donde se surte de agua la población de Saltillo. La organización civil Profauna se encargó de implementar el programa de manejo y lo hizo con el lema "El agua no viene de la llave, sale de Zapalinamé" (<*http://www.agua.org.mx*>). Por su parte, la Universidad Agraria Antonio Narro fue seleccionada para elaborar un plan general de manejo (Aparicio 2008). En 2007, la zona fue declarada por el gobierno de Coahuila como Zona de Restauración. La Sierra de Zapalinamé presenta una gran variedad de microhábitats que albergan una gran riqueza de especies y de tipos de vegetación, entre los que destacan por su importancia los encinares de las laderas y cañadas, además de pinares y matorrales de diferentes tipos (Encina-Domínguez *et al.* 2007). A partir de 2002, ante los problemas de deterioro por causas antropogénicas que ponen en riesgo al acuífero de la zona, se inició la campaña "Por una razón de peso", que invitaba a la población a aportar un peso adicional al pagar los servicios de agua. Los objetivos de esta campaña fueron concientizar a la población sobre los riesgos que corre la fuente para el suministro de este vital líquido a causa de la desaparición de la cubierta vegetal y recaudar fondos, etiquetados de antemano, para aplicarlos en el desarrollo de proyectos prioritarios para la conservación y restauración de la Sierra de Zapalinamé. A pesar de que actualmente solo 11% de los contribuyentes participa en el programa de donación voluntaria, la interacción entre la ciudadanía, las organizaciones civiles y las dependencias gubernamentales ha provocado una actividad colectiva de protección a la biodiversidad y a otros servicios ambientales. Este tipo de iniciativas se llevan a cabo en otros sitios, como Coatepec, Veracruz, y es importante evaluar qué tan exitosas resultan a mediano y largo plazos.

En otra línea de acción, vale la pena mencionar a la ciudad de Aguascalientes, donde se han instalado 18 plantas de saneamiento, nueve de las cuales datan de los últimos dos años. Paralelamente se estableció un programa de monitoreo y un sistema de administración que

siguen normas internacionales. Junto con otras medidas, esto ha permitido que, de acuerdo con datos oficiales, 97.8% de la población cuente con agua potable, que su desinfección sea total y que el saneamiento del agua sea de 94.7% (Gobierno del Estado de Aguascalientes 2008).

17.3.2 Residuos sólidos

El proceso de manejo de los residuos sólidos se encuentra estrechamente relacionado con diferentes etapas que van desde la producción y el consumo de artículos hasta la disposición final de los mismos. El manejo de residuos sólidos está asociado con el tamaño de la población, el uso del suelo, el nivel de ingreso y los patrones de consumo, y su impacto en el entorno urbano depende del propio manejo que se les dé (Cruz-Jiménez 1995). Las ciudades mexicanas presentan sistemas incipientes de tratamiento de residuos sólidos. En la actualidad prevalecen formas manuales de selección de subproductos y hay algunas plantas para la producción de composta, que en su mayoría operan con baja eficiencia. Se cuenta con poco acceso a la tecnología y hay insuficiencia de recursos financieros y escaso desarrollo de mercados para bienes y servicios derivados del tratamiento de residuos sólidos (Cruz-Jiménez 1995), como lo denota el hecho de que solo hay cuatro plantas de composteo en el Distrito Federal. Sin embargo, en los planes de manejo que se han desarrollado recientemente (GDF 1997) se enfatiza la importancia de fortalecer este tipo de transformación. En la década de los ochenta, en la República mexicana se producían diariamente 32 000 toneladas de basura municipal domiciliaria y 50 toneladas de desechos industriales, de los cuales 7 500 kg eran residuos peligrosos (Ortiz Monasterio *et al.* 1987). Hacia 1996, en el país se generaban cerca de 87 560 toneladas de residuos municipales diariamente, y en un año se acumularon casi 32 millones de toneladas. El promedio actual de residuos per cápita se informa que es de 917 gramos diarios, mientras que en 1992 era de 766 gramos. En zonas urbanas densamente pobladas, como es el caso de México, Monterrey y Guadalajara, la cantidad de desechos se ha incrementado y diversificado, por lo que su manejo se ha complicado. Actualmente los residuos municipales se contabilizan en miles de toneladas diarias. El sistema vigente de manejo de residuos en el país carece de un enfoque sistemático para evaluar la magnitud de los desechos sólidos urbanos y los efectos ambientales que provocan. Salvo en el estado de Nuevo León, no hay instalaciones adecuadas para el reciclaje y la disposición final de residuos, así como personal capacitado en diversas áreas que asegure su manejo correcto (Bernache 2006).

Los residuos sólidos municipales se definen como el cúmulo de basura, desechos, restos y sobrantes que producen los habitantes y las actividades productivas que desarrollan en el territorio correspondiente a una jurisdicción municipal. Se componen de desechos de viviendas, comercios, edificios públicos, escuelas, universidades, oficinas, mercados, tianguis, plazas comerciales, vías públicas, parques y otros más (Bernache 2006). Se supone que no incluyen residuos industriales ni hospitalarios, pero no se conoce exactamente cómo es el manejo de muchos de estos residuos.

La generación, el manejo y la disposición final de la gran cantidad y diversidad de residuos sólidos de origen urbano, que incluyen basura municipal domiciliaria y residuos peligrosos (Restrepo *et al.* 1991), representan un serio riesgo ambiental y de salud pública, ya que los sitios de disposición final mal diseñados se convierten en fuentes potenciales de contaminación de los sistemas de agua superficial y subterránea, en los que se combinan e interactúan gran diversidad de compuestos químicos y microorganismos. Las diferentes zonas enfrentan retos distintos dependiendo de sus características físicas, del tipo de asentamiento del que se trate y de las actividades que se desarrollan en ellas. Por ejemplo, en la parte de la Ciudad de México correspondiente al Distrito Federal se concentra casi 40% de la producción de residuos sólidos peligrosos de todo el país, lo que crea grandes necesidades de desarrollo de estrategias para su adecuada recolecta y disposición (Jiménez-Cisneros 2001).

En general, se dispone de los residuos sólidos enterrándolos, con un tratamiento mínimo en el mejor de los casos, en predios cercanos a la periferia de la ciudad. El riesgo para la población se incrementa, ya que muchos sitios construidos en las afueras de las ciudades hace algunas décadas han sido alcanzados por la mancha urbana (Bernache 2006). La composición de los desechos se caracteriza por altos porcentajes de residuos orgánicos, que van de 41% en la zona desértica de Hermosillo a 57% en Tepic, zona con alta precipitación. El promedio de residuos orgánicos en los desechos de nueve ciudades (Ciudad de México, Mexicali, Hermosillo, Tuxtla Gutiérrez, Chetumal, Morelia, Guadalajara, Tepic) es de 50%. Con la aplicación de tecnologías sencillas, estos desechos, así como el papel, el cartón y los plásticos, podrían reaprovecharse. Con ello, aproximadamente 70% de los residuos podrían reutilizarse en vez de ser enterrados en los sitios de disposición final (Bernache 2006). Este es un

tema urgente que también requiere voluntad política y un cambio profundo de visión de la sociedad en su conjunto, así como la aplicación de nuevas tecnologías para reciclar y reutilizar materiales.

17.4 Un caso paradigmático: la Cuenca de México y su gran ciudad

Como venía sucediendo históricamente, aun desde antes de la conquista española, en México el poder político también se concentró en las ciudades, muy especialmente en la ciudad capital ubicada en la Cuenca de México. La Ciudad de México, con su inmensa riqueza histórica, su gran peso político, su constante crecimiento y su intensa actividad económica, política y social es un paradigma del desarrollo urbano y es hoy uno de los laboratorios más importantes para el estudio de este y de la sustentabilidad de las megalópolis en todo el mundo. Dado que muchas ciudades mexicanas crecen con un patrón similar al de la Ciudad de México, este es, sin duda, un caso que merece ser analizado desde muchos puntos de vista, entre los cuales el ambiental ocupa un lugar relevante. De hecho, este es un aspecto medular y debe ser un criterio rector para orientar el desarrollo de otras zonas urbanas que, hasta hoy, parecen esmerarse en repetir a corto plazo los errores que han llevado a la Cuenca de México al punto crítico en el que se encuentra actualmente (Aguilar *et al.* 1995; Ezcurra *et al.* 2006).

La Cuenca de México es una formación hidrológica endorreica de aproximadamente 9 600 km^2 de extensión, ubicada entre los 98° 28′ y 99° 32′ de longitud oeste, y los 19° 02′ y 20° 12′ de latitud norte. Se encuentra en la zona intertropical, a una gran altitud; su parte más baja corresponde a la planicie lacustre, a 2 250 m, y las cumbres más altas, el Popocatépetl y el Iztaccíhuatl, alcanzan alturas de 5 465 y 5 230 m respectivamente. La compleja topografía, los gradientes altitudinales y climáticos, la estructura lacustre y la ubicación geográfica de la cuenca en la transición misma entre dos provincias biogeográficas —la Neártica, al norte del Eje Neovolcánico Transversal, y la Neotropical, al sur del mismo— (Fig. 17.4) hacen de la Cuenca de México un sitio naturalmente rico en diversidad biológica. Convergen en ella especies de filiación templada y tropical, adaptadas a las variaciones microclimáticas, edáficas y bióticas que caracterizan las diferentes regiones, y además se encuentran endemismos relativamente numerosos, sobre todo si se considera la extensión de la cuenca (Halffter y Reyes Castillo 1975; Ceballos y Galindo 1984; Jáuregui 1987; Mooser 1987; Rzedowski y Rzedowski 2001).

Rzedowski (1975) realizó uno de los estudios más importantes sobre la flora de la Cuenca de México e identificó 10 tipos principales de vegetación. La cuenca debe concebirse como un mosaico de tipos de vegetación (Rzedowski 1975; Sanders 1976a, b; Sanders *et al.* 1979; Niederberger 1987a) que incluye: bosques de abetos (en laderas montañosas entre 2 700 y 3 500 m), escasos bosques mesófilos (en las laderas y cañadas de 2 500 a 3 000 m), bosques de pinos (en las pendientes de entre 2 350 y 4 000 m), de encinos (entre 2 350 y 3 100 m) y de juníperos (2 400 a 2 800 m); matorrales de encino en la zona semiárida del noreste; diversos tipos de pastizales en diferentes ambientes, que van desde la parte superior inmediata al límite arbolado de los grandes volcanes hasta la parte baja y árida del norte; matorrales xerófilos en las partes más áridas con altitudes de 2 250 a 2 700 m, en áreas donde la precipitación anual es menor a 700 mm; vegetación halófita, sobre todo en los lechos de los antiguos lagos, y vegetación acuática y subacuática asociada con los cuerpos lacustres.

La apertura de milpas en los terrenos planos y en las laderas montañosas se expandió conforme la chinampería, sistema agrícola de alta eficiencia (Coe 1964; Armillas 1971; Sanders 1976b; Whitmore y Turner II 1992), perdió su papel predominante en la agricultura de la cuenca, y esto ha propiciado la presencia de cerca de 160 especies de plantas arvenses (Villegas y de Gante 1979; Espinosa-García y Sarukhán 1997). Algunas de ellas son conocidas como malezas o malas hierbas, pues invaden los campos de cultivo y deben ser eliminadas y desechadas por los agricultores, pero otras desempeñan un papel importante en la dieta humana desde la época prehispánica, como los quintoniles, el pápalo, el epazote y los quelites. En particular, en la cuenca se consumen quelites pertenecientes a 11 familias vegetales (Niederberger 1987a). Conforme la cuenca se fue poblando, los tipos de vegetación se vieron afectados tanto por el uso directo de las especies como por el cambio en el uso del suelo asociado con los diferentes estilos de desarrollo de las sociedades prehispánica, colonial y moderna. Actualmente, todos los tipos de vegetación han sido afectados, en mayor o menor medida, por el crecimiento de la población y la expansión urbana concomitante (Rzedowski 1975; Ezcurra 1995; Rzedowski y Rzedowski 2001; Ezcurra *et al.* 2006).

A la riqueza florística de la cuenca corresponde también una notable riqueza faunística, que incluye órdenes

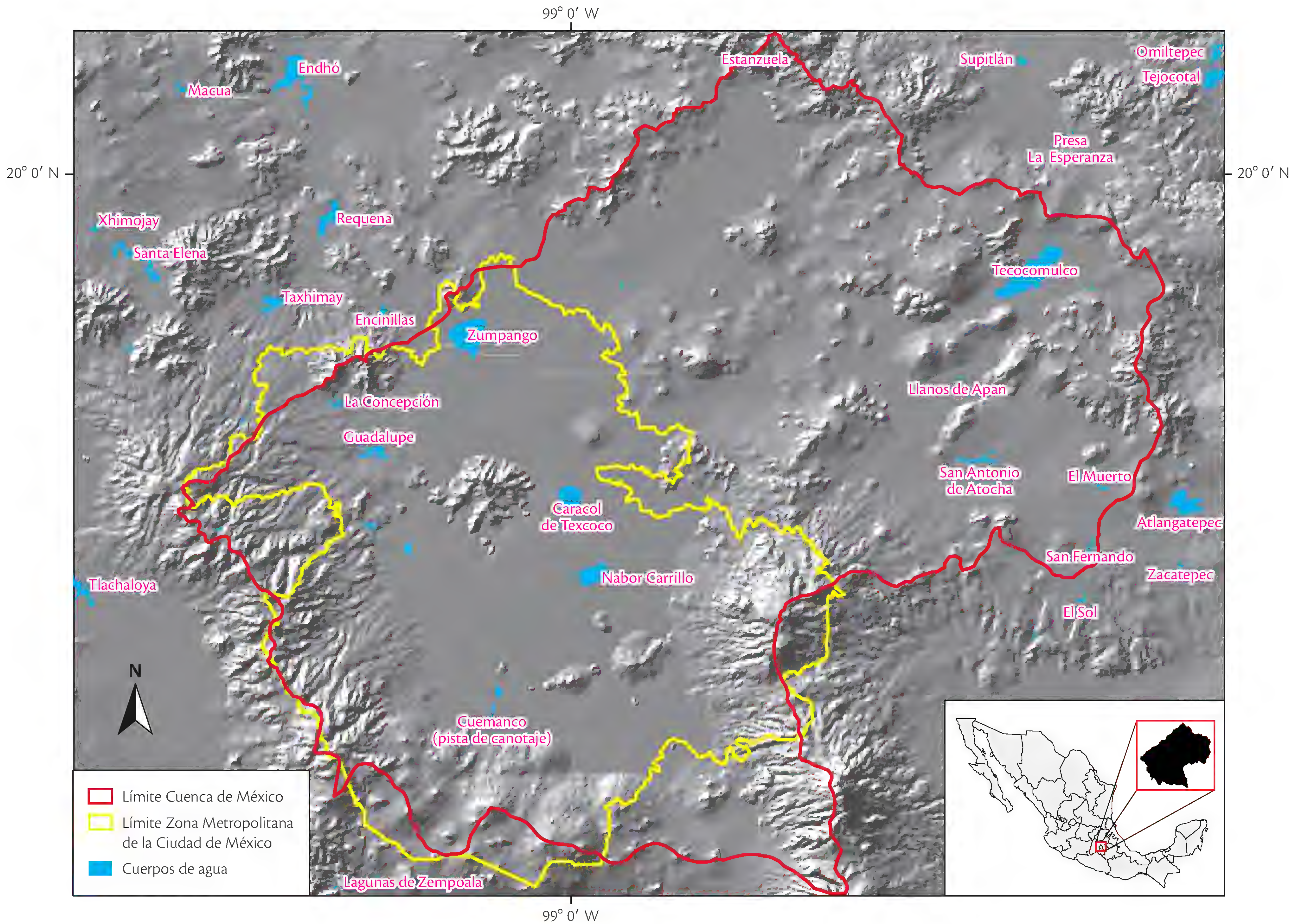


Figura 17.4 Fisiografía y cuerpos de agua de la Cuenca de México. Elaboró M.A. Ramírez Beltrán (Instituto de Geografía, UNAM).

como marsupiales, insectívoros, quirópteros, edentados, lagomorfos, roedores, carnívoros y artiodáctilos (Halffter y Reyes Castillo 1975; Ceballos y Galindo 1984; Monroy-Vilchis *et al.* 1999). Los roedores y los murciélagos están bien representados en esta cuenca, con 35 y 26 especies respectivamente. Las aves son un componente muy importante de la fauna de la Cuenca de México, que incluye algunas Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves (AICA). Entre ellas, se encuentran sitios como Xochimilco y el Parque Ecológico de la Ciudad de México. Cerca de 300 especies de aves subsisten en la zona metropolitana de la Ciudad de México a pesar de las condiciones ambientales y algunos sitios han vuelto a ser hábitats de aves residentes y migratorias, como es el caso del Lago de Texcoco (Halffter y Reyes Castillo 1975; Rojas Rabiela 1985; Niederberger 1987a, b). Las actividades humanas en la cuenca llevaron a la extinción local de mamíferos como el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), el pecarí (*Pecary tajacu*) y el gato montés (*Lynx rufus*), que abundaban en los bosques de la cuenca, al igual que de algunas aves como el guajolote silvestre (*Meleagris gallopavo*). Entre los animales extintos se encuentra también el ajolote *Ambystoma velasco* (Conabio 2008).

Especial mención merecen las aves migratorias, que encontraban en los lagos de la cuenca un sitio extraordinario después de cruzar las zonas áridas del Altiplano Mexicano. Este grupo de aves acuáticas incluía 22 especies de patos, gansos y cisnes, tres de pelícanos y cormoranes, 10 de garcetas, avetoros y garzas, cuatro de zambullidores (también conocidos como colimbos), 19 de aves playeras (chorlitos y agachadizas) y nueve de grullas, rascones de agua y gallaretas. Los patos silvestres o *canauhtli* (*Anas* spp., con ocho especies en la cuenca) y el ganso silvestre o *concanauhtli* (*Anser albifrons*) eran los animales más apreciados y buscados por los cazadores (Rojas Rabiela 1985). Dos especies de aves acuáticas endémicas de la Cuenca de México, el pato mexicano (*Anas diazi*) y la gallina de agua (*Fulica americana*) se extinguieron durante el largo proceso de transformación que sufrió su hábitat. Debido a las modificaciones ambientales de la cuenca, se calcula que localmente han desaparecido alrededor de 20 especies animales, la mayoría de ellas aves acuáticas, cuya presencia se reporta en diferentes registros históricos de la zona (Alcántara *et al.* 2001). A su vez, Cabrera-García y Meléndez-Herrada (1999) registran 16 especies de aves de la región montañosa del sur de la cuenca con algún nivel de riesgo. Estos animales representaron importantes fuentes de proteínas (Niederberger 1987b; Serra Puche 1988), y la presión sobre estos recursos fue intensa desde épocas prehispánicas debido en gran parte a la falta de herbívoros domesticados como los que alimentaban a las sociedades europeas.

Los efectos de los cambios en el uso del suelo tanto por actividades agrícolas como por las extractivas y de urbanización llevaron a una severa reducción y fragmentación del hábitat de la fauna silvestre y, con frecuencia, a su destrucción irreversible. Baste recordar que hace aún poco tiempo, en el transcurso del siglo XX, la desecación de los lagos provocó lo que la caza no había logrado en varios siglos: las poblaciones animales asociadas a los cuerpos de agua comenzaron a desaparecer rápidamente como resultado de la degradación de su hábitat debido a la pérdida de agua y al aporte de diversos contaminantes a los cuerpos de agua remanentes. La fauna acuática incluía no solo las aves migratorias ya mencionadas, sino también una gran diversidad de peces, como el pez blanco (*Chirostoma* sp.); anfibios, entre los que destacan los ajolotes (*Ambystoma lacustris*, *A. carolinae*, *A. tigrinum*, y *Siredon edule*), e insectos, muchos de ellos comestibles, como las chinches de agua (*Ahuautlea mexicana*), cuyos huevos (llamados *ahuautli*) y formas adultas eran muy apreciados entre los habitantes prehispánicos. Esta fauna desapareció junto con la degradación y desecación de los cuerpos de agua que alguna vez fueron la característica distintiva de la cuenca (Halffter y Reyes Castillo 1975; Rojas Rabiela 1985; Niederberger 1987a, b). Las especies endémicas terrestres también se han visto severamente amenazadas por la fragmentación y destrucción de los hábitats, y su conservación representa un reto de gran magnitud, como se detalla en el recuadro 17.3, en el que se analiza la situación del teporingo o conejo de los volcanes (*Romerolagus diazi*).

Las transformaciones ambientales de la Cuenca de México han abierto hábitats favorables para diversas especies nocivas para los humanos, así como para muchas invasoras. Si bien estas especies contribuyen a la riqueza en términos estrictos, y son consideradas cuando se reporta el número de especies que habitan esta región, es importante recalcar que no contribuyen a los servicios ambientales y que, de hecho, con frecuencia tienen un importante papel en el detrimento de los mismos. A pesar de que desde sus orígenes la Ciudad de México se desarrolló en un sistema lacustre, el agua es uno de los problemas más severos en la cuenca en general, y en el área metropolitana en particular. De hecho, el manejo hídrico en la Cuenca de México es un ejemplo de insustentabilidad. En ella se utilizan 72.5 m^3/s de agua, de los cuales 69% proviene del acuífero regional de la Cuenca

Recuadro 17.3 El zacatuche como la punta del iceberg del proceso de pérdida de la biodiversidad

Alejandro Velázquez, Francisco Romero Malpica

Existen diversas denominaciones para denotar la importancia de una especie. Entre ellas se encuentran las de especie paraguas (*umbrella* o representativa de una complejidad mayor que engloba otras especies de diferente jerarquía ecológica), clave (*key* o relevante para la integridad funcional de su ecosistema) y emblemáticas (*flagship* o *banner*, precursoras de un símbolo o identidad, por su *glamour* o por la respuesta sensorial de los humanos a ellas). Estos términos son algunos de los más usados en la literatura científica y conservacionista. Entre las especies emblemáticas se incluye el zacatuche (del náhuatl *zacatl* = zacate o macollo, y *tochtli* = conejo pequeño), teporingo o conejo de los volcanes (*Romerolagus diazi*).

El teporingo pesa aproximadamente 500 g en su etapa adulta; es de color pardo-cobrizo, con orejas pequeñas y redondeadas, patas cortas y cola no visible (Cervantes *et al.* 1990; Velázquez y Heil 1996). Su peculiar expresión facial frecuentemente provoca una sensación de ternura y simpatía a primera vista. Este mamífero ha sobrevivido diversas etapas críticas durante su historia. Es una especie pancrónica (o primitiva), endémica (o restringida a un área de distribución) y ha sido catalogada como en peligro de extinción durante las últimas tres décadas. Pertenece a la subfamilia Paleolaginae, de la que solo persisten tres géneros, todos en vías de extinción. Su carácter primitivo se denota por sus características craneales, dentales y genéticas, así como por sus relaciones parasitarias, tamaño corporal, formas de comunicación, estrategia reproductiva y rango de distribución. Deriva de *Nekrolagus*, género ya extinto, y estuvo asociado a las liebres durante el Plioceno tardío (Chapman y Flux 1990). Su distribución geográfica fue restringida durante el Pleistoceno como respuesta a los procesos de expansión y retroceso de frentes de enfriamiento y la subsecuente ocupación de su área original de distribución por géneros oportunistas y ecológicamente más versátiles (eurioicos). Esta historia biogeográfica determinó la restricción en la distribución del zacatuche a la zona central del Eje Neovolcánico, entre los 2 800 y los 4 250 m. Es endémico de los pinares de la región que presentan un sotobosque con gramíneas o zacatones (*Festuca amplissimo, F. rosei, Muhlembergia macroura, Stipa ichu*) de los que se alimenta (Corredor Biológico Chichinautzin 2007). El teporingo prefiere sitios altos con hierbas grandes y abundantes, y tiende a evitar zonas abiertas, por lo que la perturbación de la vegetación restringe directamente su hábitat (Fa *et al.* 1992; Velázquez 1994). Este animal es uno de los cuatro mamíferos representativos del Eje Neovolcánico que han hecho que se considere como un área crítica para la conservación (Arita *et al.* 1997).

La inclusión del zacatuche en los libros rojos obedece a diferentes razones. Durante los años setenta del siglo xx era muy poco lo que se sabía de esta especie, y la poca o casi nula información llevó a enlistarlo como especie indeterminada en riesgo de extinción. Durante la década de los ochenta se inició una nueva etapa de conocimiento que permitió ahondar en las peculiaridades biogeográficas, reproductivas y genéticas de esta especie, que entonces fue catalogada como en peligro de extinción (Thornback y Jenkings 1984; Chapman y Flux 1990). Actualmente, el teporingo pertenece a uno de cinco géneros endémicos monotípicos que están en riesgo de extinción en México (Ceballos *et al.* 1998). Su área total de ocupación fue definida, por primera vez, y se vio que no cubría más de 1 000 km^2. Se descubrió que su tasa de reproducción se encuentra por debajo de la media de todos los mamíferos, considerando el tamaño de camada (1.5 gazapos en promedio), la periodicidad reproductiva (una vez al año) y un éxito reproductivo bajo en términos de los gazapos que alcanzan la etapa de madurez sexual (alrededor de 1.5 de cada tres parejas). Aun en condiciones de semicautiverio y de laboratorio, el éxito reproductivo fue limitado, a pesar de su "condición de conejo" (Velázquez *et al.* 1996; Corredor Biológico Chichinautzin 2007).

A principios de los años noventa se documentaron en detalle los aspectos ecológicos y geográficos característicos del zacatuche, mientras que a finales de esa misma década se reconoció la frágil condición de su hábitat y la exacerbada pérdida de opciones para su conservación. Es en esta década cundo salen a la luz múltiples trabajos describiendo en detalle su taxonomía, filogenia, reproducción, comportamiento y ecología. Dado que el mismo grupo de trabajo que elaboró esta información evidenció el proceso de deterioro del hábitat, se recurrió a nuevas aproximaciones científicas para intentar comprender y eventualmente revertir el proceso de extinción inminente (Velázquez y Heil 1996).

Entre las aproximaciones nuevas destacaron la "paisajista" y la "participativa"; la primera originada en el ámbito de las ciencias de la Tierra y la segunda en el de las ciencias sociales. Con la primera se lograron modelar las tendencias del hábitat y comprender la gran relevancia biológica, geográfica y cultural que caracterizan al zacatuche. El legado biológico supera las predicciones que originalmente se hicieron, ya que

Recuadro 17.3 [*concluye*]

la biodiversidad característica del hábitat del zacatuche (diversidad simpátrica, p. ej., del mismo hábitat) es casi 2% de la actualmente reportada para el mundo. Cabe resaltar que las estimaciones recientes señalan que una de cada cinco especies de la región es autóctona, tres de cada 10 son endémicas, dos de cada 10 están en alguna categoría de riesgo y una de cada 10 tiene algún valor de uso directo e indirecto por comunidades humanas oriundas de la zona. Como ejemplo baste mencionar que la mayoría de los reptiles y anfibios de la región son endémicos. Además, aves, mamíferos, peces, insectos y un sinnúmero de plantas vasculares conforman la lista de la diversidad del hábitat del zacatuche, con un alto porcentaje en alguna categoría de riesgo.

La responsabilidad de la acción humana fue acotada a tres sectores. El primero competió al gobierno en sus diversos ámbitos (federal, estatal y municipal). En él se incurrió en dictar políticas con poco o nulo conocimiento de causa, derivadas de acuerdos sin la base científica necesaria, siempre regidas más por criterios políticos ajenos a los ambientales o por datos concretos. En este sentido, las estrategias de conservación del zacatuche no fueron ajenas a las prácticas predominantes en el país en diferentes momentos. Por ejemplo, los datos recopilados en dependencias oficiales como Corena informaban sobre esfuerzos de reforestación con más de 4.5 millones de plantas (85% de estas exóticas, predominantemente de *Pinus radiata*) en un periodo sexenal. Las evidencias de campo, por el contrario, mostraban un acelerado proceso de expansión urbana sobre las áreas agrícolas fértiles que durante más de 300 años fueron proveedoras de forraje, hortalizas y cereales, así como sobre los fragmentos de bosques remanentes. Los datos oficiales generalmente distaban mucho de la realidad y a finales de los años noventa se agotó el potencial productivo para reemplazar áreas forestales por agrícolas. Los bosques remanentes cubren depósitos de lava recientes, lo que los hace inapropiados para la agricultura y en buena medida para la ganadería. Los sistemas productivos tradicionales (nopaleras, forrajes, hortalizas y hongos, entre otros) habían sido en buena medida sustituidos por otros de mayor rendimiento pero de menor durabilidad.

Durante los últimos años el zacatuche ha sufrido las consecuencias de las actividades humanas en sus diversas expresiones. En el mundo, los cambios en el régimen hídrico-térmico han fomentado un aislamiento aún más conspicuo en las poblaciones actuales de esta especie. En el ámbito regional se observan drásticos procesos de cambio de uso del suelo y la resultante fragmentación, deterioro y disminución del históricamente aislado y pequeño hábitat (Fa *et al.* 1992; Velázquez 1994; Arita *et al.* 1997).

La situación recién descrita deriva directamente del desmesurado crecimiento urbano. Cabe destacar que la zona metropolitana de la Ciudad de México es la de mayor crecimiento anárquico del mundo, con las mayores tasas de expansión, con enormes descargas de contaminantes y, como consecuencia, con un deterioro severo de las poblaciones de especies oriundas del entorno "natural". La expansión desordenada y no regulada de las zonas urbanas de Toluca, Puebla y la Ciudad de México ha contribuido sustantivamente al riesgo que enfrenta el hábitat del zacatuche. La tendencia hacia el cambio de uso del suelo motiva que el valor de uso, expresado en su potencial de producción rural y de provisión de servicios ambientales, sea mucho menor que el valor de venta. Los propietarios, en su mayoría ejidatarios en condiciones marginales, tradicionalmente percibían su parcela como una entidad natural productiva funcional, y por ende la protegían de procesos de degradación como la deforestación, la erosión y la desertificación, entre otros. La urbanización fomenta que el valor (en especial el intangible) de la parcela se cambie por un valor económico del espacio sin importar su carácter productivo funcional. En estas condiciones deja de ser relevante proteger la funcionalidad de la parcela y se vuelve necesario asegurar su pertenencia para su venta, generalmente a bajo precio, y eventual urbanización. La única alternativa contra este proceso está en las manos de los ejidatarios y comuneros, quienes han adoptado una nueva actitud, organizándose y logrando recuperar parte de la gobernabilidad que les corresponde. Sin embargo, bajo presión y sin incentivos claros les es muy difícil evitar la venta de sus terrenos y la total pérdida de su patrimonio productivo funcional.

Hoy día, pese a los múltiples esfuerzos de conservación, todos los indicadores sugieren que el zacatuche seguirá encabezando los listados de especies en vías de extinción. Ante esto, ni su *glamour*, su relevancia ecológica, la calidez de su expresión o la pasión desbocada de unos cuantos serán suficientes para asegurar la permanencia del *Romerolagus diazi* si no se contempla una estrategia de urbanización sustentable respaldada por un adecuado ordenamiento ecológico que salvaguarde su entorno y los múltiples servicios que este le ofrece, sin los cuales su futuro a mediano y largo plazos es incierto.

de México, 2% de escurrimiento superficiales de la propia cuenca, 9% de agua subterránea del Sistema Lerma y 20% proviene del agua superficial del Sistema Cutzamala, estos últimos ubicados en el Estado de México y Michoacán, respectivamente. De este caudal, aproximadamente 12% se trata y se recicla, lo que implica el aporte de aguas residuales sin tratamiento previo al Sistema Tula-Moctezuma-Pánuco, que cruza los estados de México e Hidalgo, donde el agua es usada para riego (Jiménez-Cisneros *et al.* 2004; Ezcurra *et al.* 2006). El mal manejo del recurso hídrico en la Cuenca de México ha llevado de la autosuficiencia a la dependencia de fuentes externas que complementan al agua que se extrae de los acuíferos a pesar de que provoca otros serios problemas como son los hundimientos diferenciales del terreno y la vulnerabilidad del sistema de agua subterránea de la cual depende en gran medida el abasto de agua de la megalópolis (Mazari y Alberro 1990).

17.5 La población de la Cuenca de México

La ocupación de la Cuenca de México data de periodos previos al de los aztecas, quienes de hecho fueron forzados a ocupar las partes consideradas más insalubres e inhóspitas de la cuenca por los ocupantes que los antecedieron. En estas zonas floreció la chinampería, sistema agrícola de alta eficiencia sobre el que descansó el crecimiento del poderío azteca y el desarrollo de su sociedad, aun cuando fue necesario complementarlo a partir del pago de tributos —que incluían alimentos, fibras y materiales diversos— cuando el imperio azteca se consolidó (Coe 1964; Armillas 1971; Sanders 1976b; Whitmore y Turner II 1992).

La transformación ambiental de la cuenca se inició con el establecimiento y el desarrollo de los primeros asentamientos urbanos y ceremoniales de la región. Tras la adopción de la agricultura, los primeros asentamientos se dieron en la parte baja; así, se suman cerca de 4000 años de actividades humanas y de transformaciones al ambiente que son difíciles de reconstruir por la gran intensidad que han tenido durante este prolongado periodo. Cinco siglos de desarrollo urbano caracterizado por una alta densidad de población han tenido un efecto transformador de gran magnitud y han modificado completamente el ambiente físico (Sanders 1976b).

Si bien la Cuenca de México era quizá la parte más densamente poblada del hemisferio occidental cuando los españoles la ocuparon, cabe recalcar que es a partir del siglo XX que su tasa de crecimiento se dispara, al punto de que a mediados de este siglo la Ciudad de México desborda los límites del Distrito Federal e inicia su crecimiento hacia el Estado de México, comenzando así su metropolización (Zentella Gómez 2005). A diferencia de estas otras zonas, la densidad de la población ha sido siempre alta en esta región, y comparativamente aún lo es. Tokio y Caracas tienen una densidad poblacional ligeramente menor a la de la Ciudad de México, pero esta duplica las densidades de otras megalópolis como Nueva York, São Paulo y Buenos Aires. En relación con otras ciudades que no rebasan los 10 millones de habitantes, la Ciudad de México triplica la densidad poblacional de París y cuadruplica la de Londres, y de hecho su densidad solo es superada por algunas ciudades como Bombay, Calcuta y Hong Kong (Ezcurra y Mazari-Hiriart 1996). El cuadro 17.2 muestra el crecimiento poblacional de la cuenca y de la Ciudad de México, y la figura 17.5, el crecimiento de la mancha urbana de la zona metropolitana de la Cuenca de México.

El proceso de metropolización, que puede permitir la integración de proyectos de desarrollo e infraestructura a mediano y largo plazos para un gran número de personas, se presenta actualmente en 46 zonas metropolitanas, que albergan a alrededor del 70% de la población. Destaca en ciudades como Guadalajara y Monterrey, así como en ciudades de menor tamaño como Xalapa y Tampico (Zentella Gómez 2005), pero es notable sobre todo en la zona centro del país, de clima benigno, donde el crecimiento de las ciudades de México, Toluca, Cuernavaca, Cuautla, Puebla, Pachuca y Querétaro ha creado un conglomerado urbano que en el año 2000 aglutinaba ya a 23 millones de personas (24% de la población de México) y producía 42% del PIB nacional (PNUMA 2003).

Cuadro 17.2 Población en la Cuenca de México, 1940-2000*

Año	Cuenca de México	Ciudad de México
1940	2 200 000	2 000 000
1950	3 700 000	3 000 000
1960	5 800 000	5 000 000
1970	9 500 000	9 000 000
1980	14 700 000	14 000 000
1990	15 900 000	15 000 000
2000	18 600 000	18 200 000

* Cifras redondeadas.
Fuente: Porras (2000); Ezcurra *et al.* (2006)

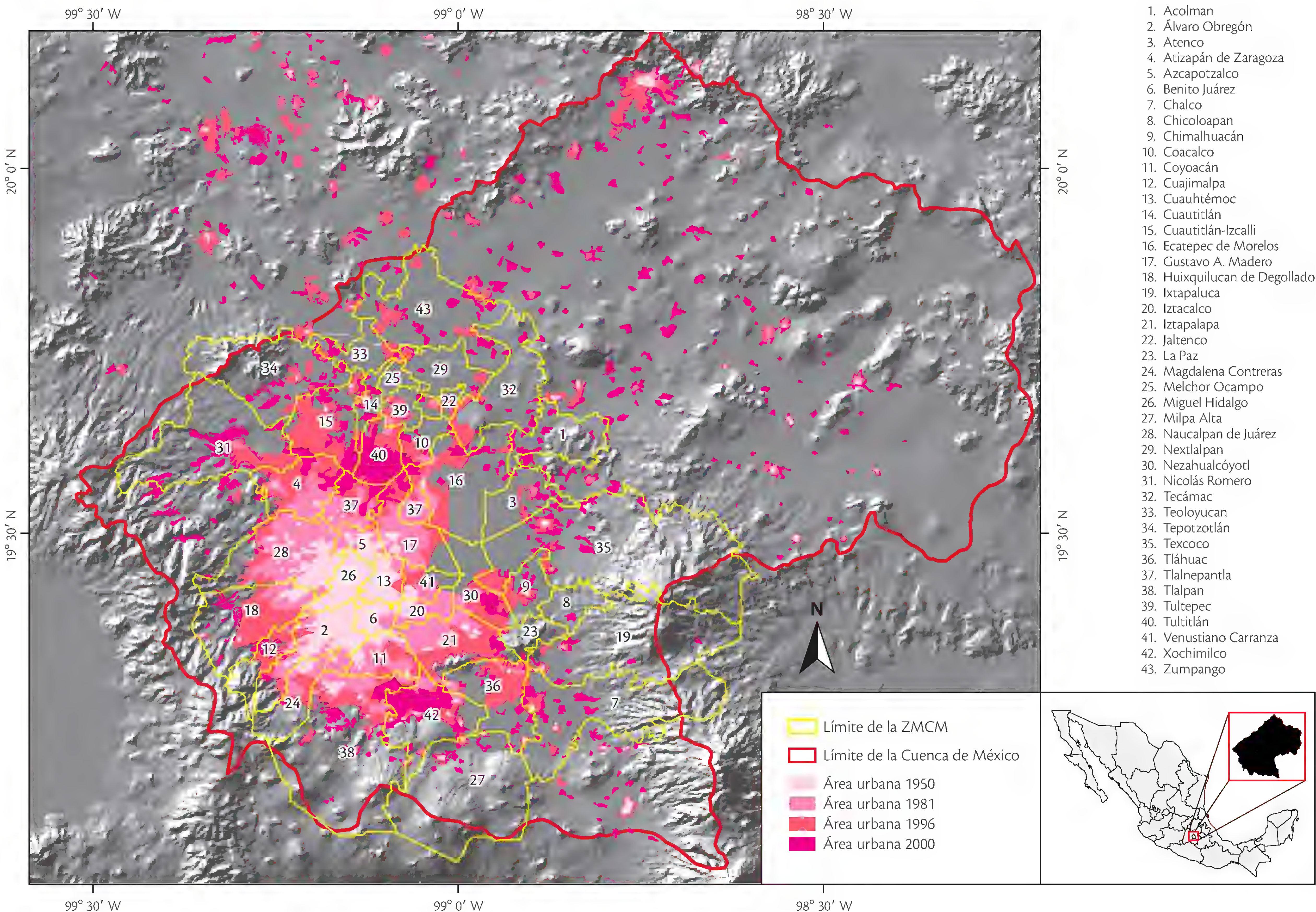


Figura 17.5 Crecimiento urbano de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (1950-2000). Elaboró M.A. Ramírez Beltrán (Instituto de Geografía, UNAM).

La metropolización de la Ciudad de México representa una gran dificultad para su delimitación desde la década de 1940, por lo que fue necesario establecer criterios estandarizados de conurbación. Aun así, una vez determinados estos criterios, se incluyeron 18 municipios adicionales que no cumplían con las características estipuladas pero que son cruciales para el ordenamiento territorial (Partida-Bush y Anzaldo-Gómez 2003).

17.5.1 La transformación ambiental

A pesar de haber sido una cuenca de alta biodiversidad, con suelos fértiles y rica en recursos hídricos, actualmente la ciudad de México (también denominada Zona Metropolitana de la Ciudad de México) ha perdido estas características y dista de ser autosuficiente desde cualquier ángulo: se importan grandes cantidades de agua, alimentos y energía para sus habitantes, y se tienen que hacer enormes esfuerzos económicos y sociales, con fuertes consecuencias ambientales, para disponer de los desechos que en ella se producen. Como en todas las ciudades, el crecimiento de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México y su mantenimiento han sido a expensas de los ecosistemas naturales, al punto de que actualmente no hay un solo tipo de vegetación natural que no haya sido alterado en mayor o menor medida (Rzedowski y Rzedowski 2001). Esto implica que, al comparar con el entorno que tenían los habitantes de Tenochtitlan a la llegada de los conquistadores españoles, el paisaje y los servicios ecosistémicos de la cuenca, así como los recursos naturales se han modificado y disminuido, o incluso desparecido irreversiblemente. Algunos ejemplos específicos de estas transformaciones del ecosistema pueden ayudarnos a entender sus alcances.

Los bosques de coníferas y de encinos que caracterizaron las elevaciones montañosas de la Cuenca de México han sido una importante fuente de madera y combustible en todas las etapas de ocupación de la cuenca, pero se han reducido a menos de 15% de su extensión original (Bazant 2001). Estos bosques ya eran usados continuamente en la época prehispánica, pero la llegada de los españoles implicó una intensificación en la tasa de extracción de madera por el tipo de casas que se construían y por la demanda intensa de combustible que sus hábitos culinarios impusieron. Se calcula que en la época colonial se cortaban aproximadamente 25 000 árboles cada año de las partes bajas del piedemonte y de las laderas de las montañas de la cuenca (Ezcurra *et al.* 2006).

A partir de la primera mitad del siglo XX la fabricación de papel se hizo a expensas de estos bosques, que fueron concesionados fundamentalmente a tres empresas papeleras particulares. La demanda de madera para papel llevó incluso a la autorización de manejos intensivos de bosques que se encontraban dentro de áreas naturales protegidas durante los años cincuenta y sesenta. En los remanentes de estos tipos de vegetación se observan, además, daños causados por la contaminación del aire (De Bauer 1981; De Bauer *et al.* 1985; Hernández Tejeda *et al.* 1985; Fenn *et al.* 2002; De Bauer y Krupa 1990).

La transformación progresiva de Chapultepec, que era sitio de recreo para las clases altas de la sociedad azteca, implicó la desecación de sus manantiales y una importante pérdida de la cobertura vegetal y de la superficie de recarga de los acuíferos. Esta situación se agravó exponencialmente a partir del desarrollo de zonas residenciales a expensas del suelo forestal, como Lomas de Chapultepec (Garza y Schteingart 1978), en donde se establecieron primero algunos de los hacendados que habían huido de la inestabilidad que predominó en el campo durante el periodo revolucionario. El paisaje actual del Bosque de Chapultepec abarca 230 hectáreas, que representan alrededor de la mitad de la extensión original del bosque natural. El paisaje del bosque ya no es dominado por las especies nativas, sino por especies introducidas como los eucaliptos (*Eucalyptus* spp.) y los truenos (*Ligustrum* spp.), originarias de Australia y Asia, respectivamente (Martínez González y Chacalo Hilú 1994; Pisanty 2000). El desarrollo urbano de esta zona marcó el inicio de la ocupación de las zonas fuera de lo que hoy conocemos como Centro Histórico, a expensas de uno de los bosques más importantes y emblemáticos de la cuenca.

Los bosques mesófilos, de por sí escasos (Rzedowski 1969), se han reducido de una manera tan dramática que las revisiones recientes, como la de Melo y Alfaro Garza (2000), ya no los mencionan como parte de los tipos de vegetación significativos de la cuenca.

Los pastizales de la cuenca pueden ser halófilos, inducidos o zacatonales de altura (Melo y Alfaro Garza 2000). Los pastizales halófilos, presentes en las zonas donde se encontraban antiguamente los lechos de los lagos que han sido desecados, son indicativos de este tipo de perturbación. Por su parte, los pastizales inducidos son característicos de las zonas perturbadas del piedemonte y han colonizado las partes bajas de las montañas, en donde antaño había vegetación boscosa. En ambos casos se trata de pastizales secundarios que se presentan en ecosistemas muy alterados. Actualmente, los únicos pastiza-

les naturales son los alpinos (zacatonales de altura), que no han sido afectados debido a la altura a la que se presentan. Entre los ecosistemas recientemente alterados se encuentran los matorrales xerófilos que se desarrollaron sobre los depósitos de lava resultantes de la actividad del Xitle, volcán ubicado al suroeste de la cuenca, cuya erupción hace alrededor de 2 000 años llevó a su fin a la cultura de Cuicuilco y sustituyó los suelos fértiles de la zona por una gran extensión de roca basáltica. La ocupación posterior de esta zona de vegetación única (Rzedowski 1954) fue tardía, porque se le consideraba como particularmente inhóspita. La roca basáltica no retiene el agua, sino que permite que se infiltre rápidamente, creando así condiciones de aridez a pesar de que el Pedregal de San Ángel está en una de las zonas de la cuenca con mayor precipitación pluvial. Además, la presencia de animales como víboras de cascabel y arácnidos atemorizaba a la gente, de modo que en el Pedregal de San Ángel se adentraban solo personas de muy escasos recursos que buscaban capturar algunos animales comestibles como aves o conejos, o recolectar productos vegetales, como la escasa leña producida por las plantas que han ido colonizando este ecosistema. Sin embargo, a partir de la década de los cincuenta, la visión arquitectónica que incorporó el pedregal a la estética de las construcciones derivó en el desarrollo de una zona residencial. Además, en el Pedregal se edificó la Ciudad Universitaria de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), recientemente declarada Patrimonio de la Humanidad por la UNESCO, que habría de contribuir a acelerar la ocupación de zonas cercanas, como los pueblos de San Ángel y Tlalpan, hoy ya incorporados del todo a la mancha urbana (Rojo 1994; Carrillo-Trueba 1995). Actualmente, una de las partes bajas del Pedregal, ubicada dentro de Ciudad Universitaria, es protegida como una pequeña reserva, y en la parte media del Ajusco se protege una de las partes más elevadas (Bonfil *et al.* 1997; Cano-Santana *et al.* 2006). Estas reservas protegen una parte de este ecosistema único y, al mismo tiempo, una de las zonas de recarga del acuífero que la cuenca aún conserva. Lamentablemente, a pesar de las acciones tomadas, las invasiones siguen siendo un riesgo permanente, al igual que en otras áreas bajo protección, como el suelo de conservación del Distrito Federal. En el recuadro 17.4 se hace un recuento de las dificultades que se enfrentaron para la protección de una de las zonas de lo que hoy es el suelo de conservación. Este fenómeno ha llevado a la pérdida casi completa de áreas naturales protegidas y parques como El Tepeyac (conserva menos de 20% de la vegetación original), Fuentes Brotantes (16%), Molino de Belén (17%) y el Cerro de la Estrella (7%) (Bazant 2001). Las áreas de relevancia para la conservación de la biodiversidad específica o ecosistémica se muestran en la figura 17.6.

Las grandes ciudades ejercen una fuerte presión sobre zonas circunvecinas e incluso zonas distantes y regiones completas, cuyas cuencas alimentan las necesidades de las megalópolis (Ezcurra y Sarukhán 1990; Ezcurra 1995). A diferencia de los ecosistemas naturales, los urbanos no presentan ciclos biogeoquímicos cerrados. A las ciudades hay que hacer llegar alimentos, materiales de construcción, combustibles de diferentes tipos, energía eléctrica que generalmente se produce desde sitios muy distantes y, de manera cada vez más apremiante, elementos básicos para la vida, como el agua.

El área lacustre se ha transformado radicalmente. Desde épocas prehispánicas se construyeron las primeras obras hidráulicas para dar salida al agua y evitar las inundaciones (Palerm 1973). La conquista de México implicó un cambio profundo en la concepción urbanística, pues los españoles no renunciaron al sistema de calles y carruajes de que disfrutaban en Europa, gracias a la domesticación de animales de tiro y al uso habitual de la rueda. Así, los canales que permitían a los habitantes de Tenochtitlan desplazarse fueron percibidos como un inconveniente y se inició la desecación de la cuenca, cuyas consecuencias ambientales, como la falta de agua, hoy sufren los habitantes de esta región.

Como hemos mencionado, la desaparición de los lagos conllevó la pérdida local, y en ocasiones la extinción, de especies tanto residentes como migratorias. Además tuvo, junto con la extracción del agua, efectos sobre la urbe misma, pues el subsuelo desecado no es firme y provoca hundimientos diferenciales del terreno como los que sufren el Centro Histórico (Mazari y Alberro 1990; Mazari *et al.* 1992) y otras áreas de la zona metropolitana, como Chalco, Xochimilco o la zona del ex Lago de Texcoco, así como la apertura de riesgosas grietas en diferentes partes de la ciudad, como Xochimilco e Iztapalapa. Actualmente persiste una mínima parte de la extensión lacustre que caracterizaba la cuenca y los cuerpos remanentes son sistemas acuáticos manejados artificialmente (p. ej., zona de canales de Xochimilco, Lago Nabor Carrillo, presa de Zumpango), también se ha perdido la conectividad entre sus diferentes partes (Ezcurra 1995; Ezcurra *et al.* 2006) y, con ello, la integridad del sistema lacustre.

Las zonas rurales y agrícolas que desde la época prehispánica se entretejían con la trama urbana, por ejem-

Recuadro 17.4 Dificultades para la conservación de la biodiversidad en las zonas urbanas: el caso del Parque Ecológico de la Ciudad de México

Consuelo Bonfil

En 1989 se creó una nueva área natural protegida en el sur del Distrito Federal, en la delegación Tlalpan. Con la expropiación de 727 hectáreas en la parte media de la serranía del Ajusco se estableció el Parque Ecológico de la Ciudad de México (PECM), la tercera zona sujeta a conservación ecológica más importante del Distrito Federal.

La creación de este parque respondió a la necesidad real de proteger de la urbanización y el creciente deterioro, un territorio que forma parte de la zona más importante de recarga de los acuíferos de la Cuenca de México: las montañas del sur y el suroeste, en particular la Serranía del Chichinautzin, cuyo sustrato basáltico, muy permeable, permite la infiltración de alrededor de 40% del agua de lluvia que recibe (DGCOH 1986).

Mantener la cobertura vegetal, además de proteger la biodiversidad tan mermada de la Cuenca de México, permite conservar importantes servicios ecosistémicos, entre los que destacan, además del abastecimiento de agua, la regulación local del clima, la protección contra la erosión y el mantenimiento de paisajes con valor cultural y de esparcimiento para los estresados habitantes de la Ciudad de México.

Aunque Tlalpan es la delegación con mayor superficie del Distrito Federal (30 500 hectáreas), 80% de la cual corresponde a suelo de conservación, es también una de las que ha enfrentado un mayor crecimiento urbano. Como muestra de ello, baste mencionar que su población pasó de alrededor de 33 000 a más de 350 000 habitantes en tan solo 30 años (1950-1980). La mayor tasa de crecimiento se registró entre 1970 y 1980, lo que se reflejó directamente en el incremento de la deforestación en el Ajusco medio. Mientras que durante 30 años esta región perdió solamente 2.9% de su cobertura vegetal, con una tasa de pérdida anual de 0.15%, en los siguientes 10 perdió 25% del área con vegetación, lo que representa una tasa de 2.86%. Esta deforestación se debió directamente a la urbanización, que tuvo una tasa de incremento anual de alrededor de 4% en el mismo periodo (Aragón-Durand 1993).

En el área del parque se conservan algunos de los ecosistemas más representativos de la Cuenca de México: en la parte alta (~2 750 m) hay bosque de pino-encino, mientras que en las porciones media y baja (por debajo de 2 650 m) se encuentran parches de bosque de encino que alternan con superficies cubiertas por matorral. La fisonomía de este también cambia con la altura, ya que el maguey *Agave salmiana* domina en la parte más alta, pero es reemplazado a menor altitud por el palo loco (*Senecio praecox*), especie que confiere su aspecto característico al matorral xerófilo que antes se extendía de manera continua hasta el Pedregal de San Ángel, y que fue descrito por Rzedowski (1954). Algunos encinos (sobre todo *Quercus rugosa* y *Q. castanea*) han invadido porciones importantes del matorral, dándole un aspecto de matorral con arbolado disperso. En los parches perturbados de bosque de encinos o matorral xerófilo domina una crasulácea, *Sedum oxypetalum*, que llega a formar parches densos (González-Hidalgo *et al.* 2001).

Para establecer el área protegida fue necesario expropiar predios que se habían ocupado de diferentes maneras. Algunos años antes de la expropiación, la zona había sido invadida por construcciones de diverso tipo. En la porción oriente se construyeron varias mansiones de lujo, rodeadas de bosque de encinos, y en el poniente un grupo de colonos estableció un asentamiento irregular, conocido como Lomas del Seminario. Estos colonos fueron desalojados a finales de 1988, y el decreto expropiatorio de junio de 1989 supuso la desocupación de todos los inmuebles y el cese de las construcciones en marcha, con excepción de un seminario perteneciente a una agrupación religiosa, que funciona regularmente hasta la fecha.

Poco después de la expropiación, el Departamento del Distrito Federal (hoy transformado en Gobierno del Distrito Federal), por medio de la Coordinación General de Reordenación Urbana y Protección Ecológica (CGRUPE), firmó un convenio con la UNAM, con el fin de que se iniciaran los trabajos conducentes a la restauración ecológica de las zonas perturbadas del parque y se realizaran inventarios y valoraciones del estado de las comunidades naturales. Los estudios mostraron que en la zona hay una alta biodiversidad que incluye alrededor de 20% de las especies de flora de la Cuenca de México, 30% de las especies de aves y más de 50% de las mariposas diurnas (Bonfil *et al.* 1997). El matorral xerófilo sustenta muy diversas formas de vida y es el tipo de vegetación con mayor número de especies, algunas de ellas con distribución limitada a la Cuenca de México, como la cactácea *Mammillaria sanangelensis* y la orquídea *Bletia punctata* (González-Hidalgo *et al.* 2001). Su conservación reviste gran importancia, debido a que solo existen pedregales con una vegetación semejante en otros cuatro estados del país (Tlaxcala, Puebla, Oaxaca e Hidalgo).

Recuadro 17.4 [*concluye*]

Otras investigaciones permitieron profundizar en el conocimiento de la regeneración y la dinámica poblacional de algunas de las especies vegetales más conspicuas del Ajusco medio, incluyendo árboles como encinos y tepozanes (*Buddleia cordata*, muy abundante en zonas perturbadas), arbustos como el palo loco y la siempreviva *Sedum oxypetalum*, así como una gran diversidad de herbáceas, entre muchas otras. Los resultados de varias de estas investigaciones fueron empleados para la propagación y reintroducción de especies con fines de restauración en las zonas más perturbadas del parque.

El personal de la UNAM también puso en marcha un programa de educación ambiental, para lo cual se instaló un sendero ecológico en el que se mostraban los diferentes tipos de vegetación de la zona y algunos elementos de la fauna. Durante varios años un grupo de estudiantes de biología ofreció visitas guiadas a niños de escuelas oficiales y privadas de la Delegación Tlalpan y otras colonias del sur de la Ciudad de México. Hoy día estas actividades se mantienen bajo la coordinación de una organización civil. Simultáneamente, se organizó en las escuelas públicas de la delegación un concurso anual de recolección de bellotas que, además de permitir la obtención de semillas para propagar los encinos en los viveros locales, fungió como un eficaz método para hacer conciencia entre los niños sobre la importancia del bosque y su conservación.

La gestión del PECM pronto pasó de la CGRUPE a la Delegación Tlalpan, donde se designó un secretario técnico que se reunía con el consejo directivo, el cual establecía las acciones a realizar para mantener y desarrollar el parque. El consejo directivo funcionó durante un periodo aproximado de seis años y en él participaban, además del personal de la delegación, representantes de la UNAM, del Consejo Nacional de la Fauna (que instaló un criadero de venado en la parte alta del parque), de la Comisión de Recursos Naturales del D.F. (Corena, antes Comisión Coordinadora del Desarrollo Rural) y de la Seduvi (Secretaría de Desarrollo Urbano y Vialidad, antes CGRUPE).

La capacidad de acción de este consejo estaba, sin embargo, seriamente limitada. Por un lado, había restricciones fuertes debidas a los múltiples problemas asociados con la expropiación misma, pues el gobierno emitió el decreto sin contar con los fondos necesarios para pagar a todos los propietarios y muchos de ellos se inconformaron e interpusieron amparos. A su vez, con frecuencia la tenencia de la tierra y los límites de los terrenos no resultaban claros, además de que los lotes con más de un propietario no eran raros. Esta situación devino en un marasmo legal que tuvo algunas consecuencias importantes para el parque, como la pérdida de una superficie de más de 100 hectáreas, debida al fallo favorable al amparo interpuesto por los propietarios de tierras en la parte más baja del PECM. Esta indefinición legal impide tomar decisiones encaminadas a dotar de infraestructura al parque o poner en marcha un programa serio de desarrollo, para lo cual es necesario contar con seguridad jurídica.

Sin embargo, las limitaciones más fuertes probablemente son resultado de la falta de apoyo real para las acciones de conservación. Como es común, prevalecieron visiones irreales sobre los costos de la conservación y sobre la magnitud del esfuerzo que esta representa. Las visiones fallidas en este sentido se tradujeron, como suele suceder, en una voluntad política insuficiente. En este caso, como en tantos otros, la protección de la naturaleza no resulta prioritaria en los hechos, aunque forme parte del discurso oficial. Así, el parque no contó con presupuesto propio ni con personal para implementar programas importantes, y ni siquiera para realizar una vigilancia adecuada. El personal de la UNAM o del Consejo Mexicano de la Fauna frecuentemente tuvo que buscar recursos externos para llevar a cabo su trabajo. Así, durante estos años las labores en el parque consistieron en:
a] vigilancia, pues con cierta frecuencia se presentaban amenazas o invasiones reales que debían ser detenidas, o aparecían tiraderos de basura o cascajo clandestinos;
b] campañas de reforestación anuales, en las que participaban el personal de la UNAM y trabajadores eventuales contratados por la Corena, o incluso el ejército; *c*] mantenimiento, como reparación de mallas perimetrales, establecimiento de brechas para prevenir incendios, reparación de algunas instalaciones y mantenimiento de dos viveros locales, en los que se producían las plantas para los programas de reforestación, y *d*] relaciones con grupos, empresas o dependencias vinculadas con el parque.

En este último aspecto destacan dos episodios ilustrativos de los problemas que enfrentan las áreas protegidas de la Cuenca de México. El primero fue el proyecto de construcción de la carretera perimetral La Venta-Colegio Militar, que atravesaría varias áreas naturales del Ajusco, incluyendo el PECM. El trazo de la carretera estuvo sujeto a un intenso proceso de negociación, llevado a cabo fundamentalmente entre el personal de la empresa constructora (Tribasa) y el de la UNAM, que conocía muy bien el terreno y el valor de conservación del mismo. Al final, se lograron modificar los planos originales de forma que la carretera cortara

tangencialmente el parque, entrando solo en una parte ya muy perturbada y protegiendo áreas bien conservadas que resultaban afectadas en el plano original. Finalmente, esta carretera no llegó a construirse por causas diferentes a la conservación.

El segundo episodio fue la construcción de un gran depósito de agua en los terrenos del parque, a cargo de la Comisión Nacional del Agua. El poder mostrado por esta y su falta de atención a los objetivos y necesidades del parque resultan muy esclarecedores de la forma de actuar de muchas dependencias del Estado mexicano, tanto en esas fechas como en otras más recientes. Las autoridades de la Delegación, probablemente atrapadas entre la necesidad de abastecer de agua a los numerosos asentamientos humanos establecidos irregularmente en el suelo de conservación y su obligación de proteger el parque, optaron por no enfrentarse a la Conagua. Paradójicamente, no se dotó al parque ni siquiera de una toma de agua para atender las necesidades de los viveros y el personal del mismo. Los esfuerzos de la UNAM para que Conagua realizara labores de rehabilitación en las zonas en que causó serias perturbaciones también resultaron inútiles. La reparación de los daños causados por la construcción nunca fue considerada por esta Comisión. Algo similar sucedió con otras obras, como el tendido de cableado eléctrico o la posterior construcción del túnel profundo del acuaférico, que corre por el subsuelo del parque. En estas situaciones se evidenció de nuevo la desarticulación de las diferentes partes y órdenes de gobierno, y la falta de transversalidad de los temas ambientales.

Hoy día la situación del parque sigue siendo muy precaria. El crecimiento de asentamientos irregulares en las partes media y alta del Ajusco —en terrenos que deben ser conservados por el bien de todos los habitantes de la cuenca— no se ha detenido (Schteingart y Salazar 2005; Ruiz-Gómez 2006), a pesar de esfuerzos importantes de planificación del crecimiento urbano, que lamentablemente cambian con frecuencia y no representan una visión real de ordenamiento a largo plazo. El resultado es que el parque ha quedado cada vez más atrapado por un cinturón de asentamientos urbanos que incrementan su potencial valor económico como terrenos urbanizables, debilitan su valor de conservación y disminuyen los servicios ecosistémicos, al mismo tiempo que incrementan su vulnerabilidad a invasiones y usos inadecuados. La falta de infraestructura y de seguridad jurídica, y las carencias derivadas de la falta de un plan de manejo oficialmente aprobado y de un presupuesto propio han resultado en el estancamiento, que dura ya más de 15 años, de esta importante zona natural, a pesar de los evidentes beneficios asociados a su recuperación y de su uso constante como centro de educación ambiental, de recreación y de investigación.

Las dificultades para establecer y mantener el Parque Ecológico de la Ciudad de México son solo una pequeña muestra de un fenómeno que se repite a lo largo y ancho del país. Los intereses encontrados de los diferentes sectores gubernamentales y sociales subyacen a estos problemas, pero el problema de fondo es que los criterios ambientales, y en particular el enfoque ecosistémico, están ausentes de los programas de todos los sectores diferentes al estrictamente ambiental. En este escenario, la acción de la sociedad civil como motor de acciones locales con impacto regional y eventualmente global se vuelve muy relevante, como lo muestran el establecimiento del PECM y su permanencia, aunque dificultosa, durante más de una década.

plo en la región chinampera, se mantuvieron durante muchos años en las partes circundantes a la zona urbana y con el paso del tiempo quedaron literalmente entreveradas con grandes manchones urbanizados. Algunas zonas que hoy día se encuentran densamente pobladas eran al principio haciendas productivas que, después, fueron fraccionadas y vendidas como predios urbanos por los propietarios (p. ej., las colonias Escandón y Tacubaya) (Garza y Schteingart 1978). Las milpas y los establos de Coapa persistieron como parte predominante del paisaje del sureste de la cuenca, como espacios sub y periurbanos, hasta mediados de los años setenta. Actualmente, las zonas de uso forestal, agrícola y pecuario se concentran en el Estado de México, aunque en el Distrito Federal destaca la importancia del cultivo de nopal y la actividad ganadera de la Delegación Milpa Alta (Romero *et al.* 1999).

La rápida incorporación de municipios mexiquenses a la zona metropolitana ha hecho que sitios que hasta hace poco tiempo eran rurales y distantes, como Chalco, Tláhuac, Los Reyes la Paz e Ixtapaluca, tengan hoy una acelerada urbanización y unas de las tasas de crecimiento poblacional más altas del país (Aguilar 2000). Adicionalmente, en el poniente de la ciudad, grandes construcciones extremadamente lujosas se desarrollan en medio de poblados tradicionales, de ingresos mucho menores, invadiendo zonas sin vocación urbana como cañadas y laderas. Las obras de infraestructura de zonas como Santa Fe en el Distrito Federal e Interlomas en Huixquilucan

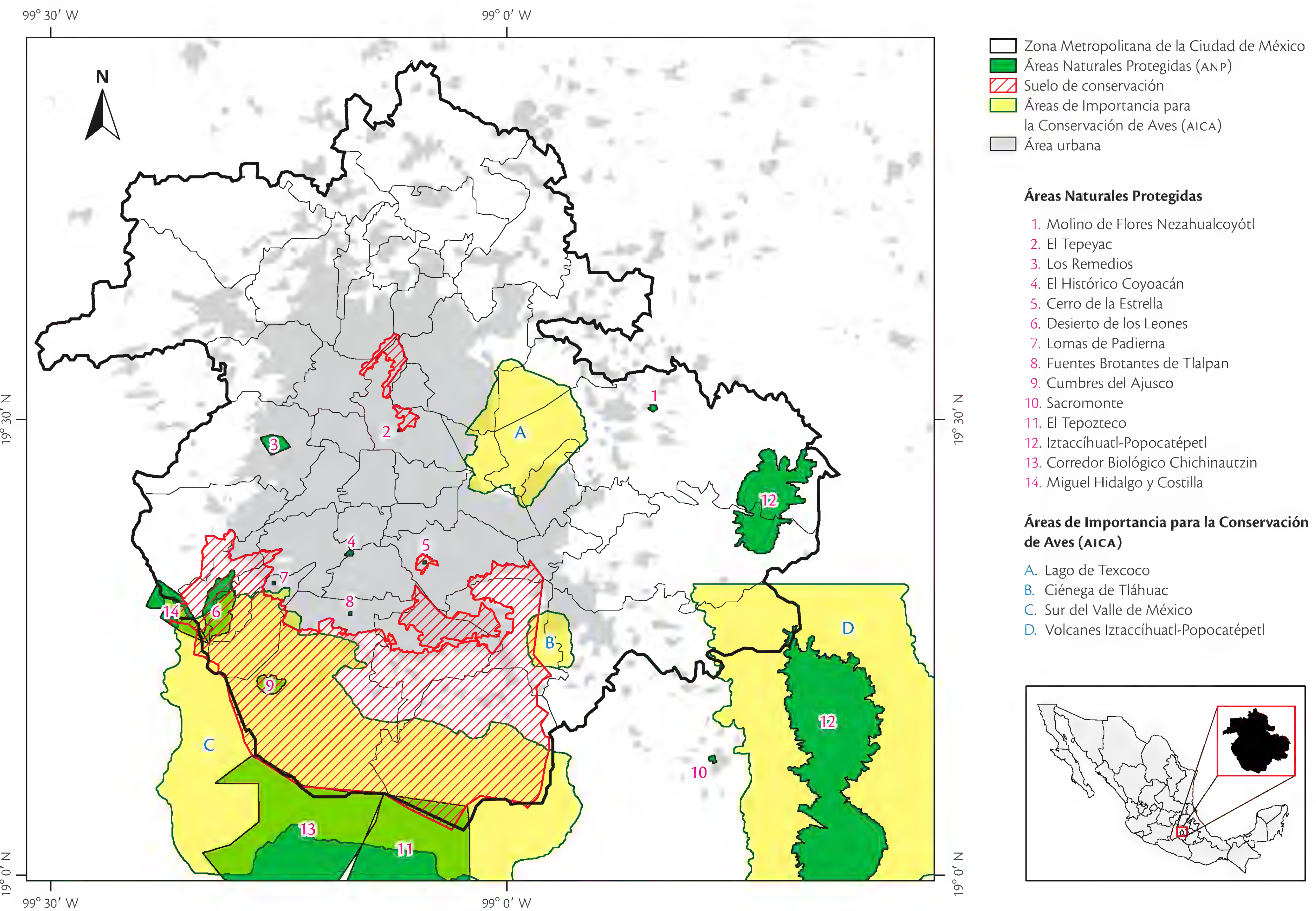


Figura 17.6 Áreas importantes para la conservación de la biodiversidad en la Cuenca de México. Elaboró M.A. Ramírez Beltrán (Instituto de Geografía, UNAM).

(Estado de México) son de alto impacto ambiental, entre otras cosas por encontrarse en regiones de alta vulnerabilidad del manto freático, como las cañadas que caracterizan esta parte de la cuenca (Mazari-Hirirat *et al.* 2006). Las edificaciones son verdaderos enclaves fortificados que permiten a las élites que tienen acceso a ellos vivir prácticamente enclaustradas. En estas zonas se desarrollan actividades relacionadas con la producción de la ciudad globalizada, y cuentan con infraestructura adecuada para ello (Parnreiter 2002; Calvo y Ortiz 2006). Sin embargo, la construcción se hace en una topografía poco favorable para los grandes asentamientos, con lo que no solo se afectan servicios ambientales como la biodiversidad y la captura del agua, sino que se expone a grandes riesgos a la población. Particularmente vulnerables resultan los asentamientos irregulares tanto en las zonas lujosas como en las menos ostentosas en las delegaciones Álvaro Obregón, Magdalena Contreras y Cuajimalpa (G. Benítez, com. pers.), en las que se concentra la mayoría de las 96 barrancas de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México. Año con año, las partes bajas de las elevaciones montañosas de la ciudad se ven afectadas por deslaves e inundaciones que causan pérdidas materiales e incluso humanas.

Uno de los aspectos ambientales relevantes es la presencia de contaminantes en el agua, los suelos y el aire, que han contribuido al deterioro de los ecosistemas de la Cuenca de México. Este es un problema severo cuyos efectos han ido tomando por sorpresa a la sociedad, aun cuando existen desde hace tiempo suficientes estudios sobre los efectos nocivos que tienen sobre la salud humana para que sean considerados como problemas prioritarios. La contaminación atmosférica es una de las percepciones inmediatas que definen a la Ciudad de México, una de las urbes más contaminadas del mundo. Los problemas de salud pública, salud ambiental y calidad de vida que conlleva la contaminación atmosférica son extremadamente serios, pero también es necesario reconocer que en este ámbito ha habido resultados relevantes y exitosos, como la reducción del contenido de plomo y una mejora paulatina, aún insuficiente pero no por ello menos importante, de las condiciones del aire metropolitano (Bravo 1986, 1987; Molina *et al.* 2002; Molina 2006; Provencio 2006).

Finalmente, cabe mencionar que las áreas verdes de la ciudad, tanto las protegidas de manera formal como los parques y jardines, tienden a desaparecer y sobre todo no son consideradas como parte integral en el desarrollo de los nuevos asentamientos. La Ciudad de México hoy día presenta una superficie verde per cápita muy por debajo de lo recomendado por la UNESCO, que es de 9 m^2 por persona, y sobre todo una proporción decreciente de áreas de este tipo, que son esenciales para la salud urbana.

Las delegaciones del Distrito Federal tienen porcentajes muy variables de áreas recreativas (cuadro 17.3). Las áreas verdes pueden ser superficies urbanas recreativas o bien extensiones no urbanizadas. La Delegación Azcapotzalco, por ejemplo, carece de áreas no urbanas y tiene apenas alrededor de 2 m^2 de áreas verdes por habitante. Por su parte, Milpa Alta carece de áreas verdes recreativas pero cuenta con la mayor superficie no urbanizada de todas las delegaciones en el Distrito Federal. Las delegaciones del sur cuentan con superficies abiertas protegidas como parques nacionales y reservas, o bien como componentes del suelo de conservación (Fig. 17.6). Los municipios conurbados del Estado de México presentan extensiones insuficientes de áreas verdes. La Paz, Chalco,

Cuadro 17.3 Porcentaje de la superficie urbana delegacional dedicada a la recreación*

Delegación	Porcentaje de áreas urbanas de recreación
Álvaro Obregón[1]	29
Azcapotzalco[2]	4
Benito Juárez[3]	2
Coyoacán[4]	11
Cuajimalpa de Morelos[5]	4
Cuauhtémoc[6]	3
Gustavo A. Madero[7]	9
Iztacalco[8]	11
Iztapalapa[9]	9
Magdalena Contreras[10]	1
Miguel Hidalgo[11]	12
Milpa Alta[12]	0
Tláhuac[13]	15
Tlalpan[14]	10
Venustiano Carranza[15]	5
Xochimilco[16]	2

* No incluye áreas de conservación.

Fuentes: [1] Preciat Lámbarri y Hernández-Esquivel (2000); [2] Connolly (2000a); [3] Preciat Lámbarri y Hernández-Hernández (2000); [4] Morelos (2000); [5] Preciat Lámbarri y Contreras Prado (2000); [6] Ziccardi (2000a); [7] Vidrio Carrasco y Garcés Gracida (2000); [8] Sobrino (2000); [9] Ziccardi (2000b); [10] Garza (2000); [11] Connolly (2000b); [12] Vidrio Carrasco y Patiño (2000); [13] Ibarra (2000a); [14] Ibarra (2000b); [15] Ziccardi (2000c); [16] Vidrio Carrasco y Ávila (2000).

Cuautitlán y Tepotzotlán han perdido superficies rurales y semirrurales a un ritmo acelerado, sin que previamente hubieran incorporado áreas verdes como parte de un plan de desarrollo o de un ordenamiento ecológico. El resultado es que carecen de superficies significativas para la recreación, así como de espacios abiertos, zonas agropecuarias, de preservación o no urbanizables, con altos costos sociales y ambientales (Lavín 1983; GDF 1997; GEM 1997; Pisanty 2000; Bazant 2001; Ezcurra *et al.* 2006). Algunas delegaciones que cuentan con áreas de protección carecen de áreas urbanas recreativas como parques y jardines, lo cual incrementa la presión sobre las áreas protegidas. Las áreas verdes no se distribuyen homogéneamente en la mancha urbana, de modo que hay zonas como Tlalpan, Milpa Alta y Cuajimalpa que sí cuentan con grandes extensiones de este tipo, mientras que otras partes, como algunos municipios conurbados del Estado de México, carecen completamente de cualquier tipo de área verde.

Los esfuerzos recientes por proteger lo que se conoce como suelo de conservación (Fig. 17.6) merecen una mención especial. Con este enfoque, se pretende detener el crecimiento irregular del área urbana, proteger los servicios ecosistémicos e incluso revertir la pérdida de algunos de estos en el sur del Distrito Federal. El suelo de conservación abarca 88 000 hectáreas, lo que equivale a 11% de la superficie de la Cuenca de México. El 93% de la superficie se encuentra en las serranías del sur de la cuenca, y 7%, es decir, 6 216 hectáreas, corresponde a áreas naturales protegidas. El Parque Ecológico de la Ciudad de México (véase el recuadro 17.3), la Sierra de Santa Catarina, la Sierra de Guadalupe, los ejidos de Xochimilco y San Gregorio, el Cerro de la Estrella, el del Tepeyac y el Parque Insurgente Miguel Hidalgo y Costilla son las áreas naturales incluidas en el suelo de conservación, con diferentes niveles de deterioro.

En la superficie del suelo de conservación hay cuatro grandes tipos de vegetación: bosques de encino, bosques de pino-encino y bosques de oyamel, así como matorral xerófilo. Además, esta zona es muy importante desde el punto de vista faunístico, pues alberga un total de 273 especies (pertenecientes a 60 familias y 23 órdenes), que incluyen dos endémicas: el gorrión de Bailey (*Xenospiza baileyi*) y el teporingo o conejo de los volcanes (*Romerolagus diazi*) (recuadro 17.3). El resto de la superficie corresponde a una zona periurbana semirrural, con una densidad relativamente baja de población, en la que aún hay actividades agrícolas y ganaderas. La reglamentación para esta superficie prohíbe el cambio de uso del suelo y vale la pena insistir en que se encuentra permanentemente con el riesgo de invasiones, lo que demanda una supervisión continua. En la figura 17.6 es posible apreciar la superposición de la zona urbana con el suelo de conservación, lo que constituye otro ejemplo de que se requiere voluntad política para frenar el crecimiento urbano hacia la zona de conservación. La protección de esta zona es relevante por los servicios ecosistémicos que todavía presta y por los que aún se puedan recuperar.

La captación de agua en las zonas boscosas para la recarga de los acuíferos es particularmente importante, así como la protección de las especies nativas, tanto vegetales como animales, presentes en la zona.

Las zonas periurbanas, con suelos y vegetación naturales, en mayor o menor medida, prestan servicios imprescindibles a las ciudades porque propician el funcionamiento integral de los ecosistemas al permitir la recarga de los acuíferos y de cuerpos de agua superficiales, la conservación de la biodiversidad, la regulación climática, la retención de algunos contaminantes y son, además, zonas recreativas de gran valor educativo. Por ello, es importante que el suelo de conservación se proteja y que se contemplen zonas equivalentes en todas las ciudades.

17.6 Conclusión

Todo parece indicar que la urbanización no se detendrá. Dado el impacto que las ciudades tienen sobre la biodiversidad y sobre los servicios ambientales, es de fundamental importancia que se elaboren estrategias eficaces que deriven en acciones locales que permitan un desarrollo sustentable. Si bien hay quienes reconocen que los estratos menos favorecidos de la sociedad dependen de manera más estrecha e inmediata de la biodiversidad y de los recursos naturales (CBD 2007), no cabe duda de que todos los sectores de la sociedad se ven afectados por lo que pase con estos.

En México el proceso de urbanización previsiblemente continuará por muchos años, y dado que en el país se encuentra uno de los laboratorios urbanos de mayor interés en le mundo, resulta muy importante que se analicen los diversos aspectos del crecimiento de la Ciudad de México, con el fin de evitar que las ciudades medias y pequeñas, en las que actualmente se concentra el crecimiento urbano más acelerado, repitan los severos problemas que han llevado a considerar a la capital del país como un ejemplo de insustentabilidad urbana.

El tipo de desarrollo carente de planeación a mediano y largo plazos, sin una población consciente de los riesgos que conlleva el mal manejo ambiental, sin opciones para cambiar sus patrones de consumo y de comportamiento en general, que además no cuenta con suficientes regulaciones ambientales tendientes a conservar los recursos y servicios ecosistémicos de las zonas circundantes, han llevado a la Ciudad de México a ser considerada como una zona en estado ambiental crítico y a que sea usada como ejemplo de un patrón profundamente equivocado de crecimiento. Este patrón —y la falta de información, planificación y regulación que lo impulsan— se repite en numerosas ciudades mexicanas, y lamentablemente es de esperar que a lo largo del siglo XXI muchos conglomerados urbanos del país enfrenten problemas similares a los que la capital no ha podido resolver, a pesar de muchos esfuerzos tanto gubernamentales como sociales. Existen iniciativas que permiten concebir ciudades sustentables, que ofrecen una calidad de vida más alta que la que en general se asocia a sitios densamente poblados, y que si bien no son por sí solas una solución definitiva, merecen ser consideradas muy seriamente. Incluso el análisis de la sobrevivencia de las megalópolis permite ver que aun cuando los costos económicos, sociales y ambientales puedan ser altos, ha sido posible mejorar algunos aspectos cruciales con iniciativas de fondo como, por ejemplo, la inversión en el transporte público, el tratamiento de aguas residuales y su reuso, así como la preservación de zonas ecológicas con fines de conservación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, entre otras. Sin duda, el ordenamiento ecológico de las zonas metropolitanas y de las áreas vecinas, que involucre a todas las entidades que las conforman, permitiría reducir de manera importante la huella ecológica de las ciudades.

Los grandes conglomerados urbanos representan un nuevo reto en el que son necesarias nuevas visiones interdisciplinarias y no simplemente la aplicación de tecnologías modernas a gran escala. Se requieren la acción y las propuestas de tecnólogos y científicos naturales y sociales, además de una profunda y continua interacción con la sociedad civil en general. Las acciones no sustentables que han caracterizado el crecimiento urbano representan un riesgo muy severo para la biodiversidad y, en consecuencia, para los habitantes de las ciudades e incluso para los de zonas no urbanas. Aun así, las ciudades pueden convertirse en administradoras de la biodiversidad, dado que su aprovisionamiento y funcionamiento dependen en mucho de ella y de los servicios ambientales relacionados (CBD 2007).

Este es un momento en el desarrollo urbano de México que demanda una profunda reflexión, serios estudios de caso y la elaboración de una política de desarrollo urbano consecuente que considere la necesidad de mantener un cierto nivel de sustentabilidad ambiental que, como meta a corto, mediano y largo plazos, conserve la biodiversidad aún existente y proteja los servicios ecosistémicos para garantizar la viabilidad de las ciudades y de los ecosistemas circundantes en aras del bienestar de sus habitantes. Las ciudades son sitios privilegiados para el desarrollo de estrategias de conservación y de uso sustentable de la biodiversidad, pues en ellas es posible implementar acciones locales que tengan efectos profundos a escala global y a largo plazo.

Referencias

Aguilar, A.G., E. Ezcurra, T. García, M. Mazari Hiriart e I. Pisanty. 1995. The Basin of Mexico, en J.X. Kasperson, R.E. Kasperson y B.L. Turner II (eds.), *Regions at risk: Comparison of threatened environments*. The United Nations University Press, Tokio, pp. 304-366.

Aguilar, A.G. 2000. Localización geográfica de la Cuenca de México, en G. Garza (coord.), *La Ciudad de México en el fin del segundo milenio*. Gobierno del Distrito Federal-El Colegio de México, México, pp. 31-38.

Alcántara, J.L., L.A. González-Olvera, B.E. Hernández-Baños y E. Díaz-Islas. 2001. *El AICA Lago de Texcoco y su avifauna*. Disponible en <*http://mx.geocities.com/protexcoco/Avestexcoco.html*>.

Amador, L.E., y P. Moreno-Casasola. 2006. Turismo alternativo en los municipios costeros: en busca de un desarrollo sustentable, en P. Moreno-Casasola, E. Peresbarbosa y A.C. Travieso-Bello (eds.), *Estrategias para el manejo integral de la zona costera: un enfoque municipal*. Instituto de Ecología, A.C.-Conanp-Gobierno del Estado de Veracruz, Xalapa, pp. 971-988.

Aparicio, R. 2008. Zapalinamé y Saltillo, simbiosis en el semidesierto mexicano. Disponible en <*www.mexicoforestal.gob.mx/nota.php?id=318*>.

Aragón-Durand, F. 1993. Evolución de los procesos socioambientales del Ajusco medio. Estudio de la dinámica de la reserva ecológica del Ajusco y su interrelación con las zonas contiguas. Tesis de maestría, El Colegio de México, México.

Arita, H., F. Figueroa, A. Frisch, P. Rodríguez y K. Santos del Prado. 1997. Geographic range size and the conservation of Mexican mammals. *Conservation Biology* **11**:92-100.

Armillas, P. 1971. Gardens on swamps. *Science* **174**:653-661.

Arreguín, F., A.P.F. Martínez y V. Trueba-López. 2004. El agua en México. Una visión institucional, en B. Jiménez y L. Marín (eds.), *El agua en México vista desde la academia*. Academia Mexicana de Ciencias, México, pp. 251-270.

Bazant, J. 2001. *Periferias urbanas. Expansión urbana incontrolada de bajos ingresos y su impacto en el medio ambiente*. Trillas, México.

Bernache, G. 2006. *Cuando la basura nos alcance. El impacto de la degradación ambiental*. Publicaciones de la Casa Chata-CIESAS, México.

Bernache, P.G., M. Bazdresch, J.L. Cuéllar y F. Moreno-Parada. 1998. *Basura y metrópoli. Gestión social y pública de los residuos sólidos municipales*. Universidad de Guadalajara-CIESAS-ITESO-El Colegio de Jalisco, México.

Bonfil, C., I. Pisanty, A. Mendoza y J. Soberón. 1997. Investigación y restauración ecológica: el caso del Ajusco medio. *Ciencia y Desarrollo* **135**:14-23.

Bravo, H. 1986. La atmósfera de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México. Desarrollo y medio ambiente. *Fund. Mex. Rest. Ambiental* **2**:2-3.

Bravo, H. 1987. *La contaminación del aire en México*. Fundación Universo Veintiuno, México.

Cabannes, Y., y L. Mougeot. 1999. *El estado de la agricultura urbana en América Latina y el Caribe. La Era Urbana*, Suplemento para América Latina y el Caribe, núm. 1. Quito.

Cabrera-García, L,. y A. Meléndez-Herrada. 1999. Las aves de la región de montaña del sur de la Cuenca de México, en A. Velázquez y F.J. Romero (comps.), *Biodiversidad de la región de montaña del sur de la Cuenca de México: bases para el ordenamiento ecológico*. Universidad Autónoma Metropolitana, Xochimilco-Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del Distrito Federal, México, pp. 111-139.

Calvo, S., y P. Ortiz. 2006. La megalópolis inacabable. *Nexos* **337**:13-17.

Cano-Santana, Z., I. Pisanty, S. Segura, P.E. Mendoza-Hernández, R. León-Rico *et al.* 2006. Ecología, conservación, restauración y manejo de las áreas naturales protegidas del pedregal del Xitle, en K. Oyama y A. Castillo (coords.), *Manejo, conservación y restauración de recursos naturales en México*. Siglo XXI-UNAM, México, pp. 203-226.

Carabias, J., y R. Landa. 2005. *Agua, medio ambiente y sociedad*. UNAM-El Colegio de México-Fundación Gonzalo Río Arronte, México.

Carré, F., y A.D. Séguin. 1998. *Mexique, Golfe, Caraïbes: une Méditerranée Américaine?* Collection Major. Presses Universitaires de France, París.

Carrillo-Trueba, C. 1995. *El Pedregal de San Ángel*. UNAM, México.

CBD. 2007. *Cities and biodiversity: Achieving the 2010 biodiversity target.* Disponible en <*www.cbd.int/doc/meetings/biodiv/mayors-01/official/mayors-01-03-en.doc*>.

CCA. 2002. *El mosaico de América del Norte. Informe sobre la situación del medio ambiente*. Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal.

Ceballos, G., y C. Galindo. 1984. *Mamíferos silvestres de la Cuenca de México.* Limusa, México.

Ceballos, G., P. Rodríguez y R. Medellín. 1998. Assessing conservation priorities in megadiverse Mexico: Mammalian diversity, endemicity and endangerment. *Ecological Applications* **8**:8-17.

Celade. 1999. América Latina: proyecciones de población urbano-rural, 1970-2025. *Celade Boletín Demográfico* núm. 63. Disponible en <*www.cepal.org/celade/publica/bol63/BD63not00e.html*>.

Cervantes, F., C. Lorenzo y R.S. Hoffmann. 1990. *Romerolagus diazi. Mammalian Species* **360**:1-7.

Chapman, J.A., y J.E.C. Flux. 1990. *Rabbits, hares, and pikas: Status survey and conservation action plan*. IUCN/SSC Lagomorph Specialist Group, World Conservation Union, Gland.

Cheema, G.S. 1999. Priority urban management issues in developing countries: The research agenda for the 1990s, en R.J. Fuchs, E. Brennan, J. Chamie, F. Lo y J.I. Uitto (eds.), *Mega-city growth and the future*. The United Nations University Press, Tokio, pp. 412- 428.

Coe, M. 1964. The chinampas of Mexico. *Scientific American* **211**:90-98.

Cohen, M.A. 2005. El agua en la frontera México-Estados Unidos: un reto político ambiental. *Cuaderno Venezolano de Sociología* **14**:215-238.

Conabio. 2008. Regionalización, en <*www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/regionalizacion.html*> (consultado en abril de 2008).

Conagua. 2008. *Estadísticas del agua en México, 2008*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

Conapo. s.f. Sistema Urbano Nacional 2000, 2005. Consejo Nacional de Población. Disponible en <*http://www.conapo.gob.mx*> (consultado en abril de 2007).

Conapo. 2004a. *Informe de ejecución 2003-2004 del Programa Nacional de Población 2001-2006*. Consejo Nacional de Población, México.

Conapo. 2004b. 90.2 millones de mexicanos vivirán en ciudades en 2030. Comunicado de prensa 42/04. Consejo Nacional de Población. Disponible en <*http://www.conapo.gob.mx/prensa/2004/42.pdf*>.

Conapo. 2005. *Índices de marginación a nivel localidad, 2005.* Consejo Nacional de Población. Disponible en <*www.conapo.gob.mx/publicaciones/indice2005xloc.htm*>.

Conapo. 2007. Delimitación de las zonas metropolitanas de México 2005. Consejo Nacional de Población. Disponible en <*www.conapo.gob.mx/publicaciones/dzm2005/index.htm*>.

Connolly, P. 2000a. Delegación Azcapotzalco, en G. Garza (coord.), *La Ciudad de México en el fin del segundo milenio*. Gobierno del Distrito Federal-El Colegio de México, México, pp. 546-551.

Connolly, P. 2000b. Delegación Miguel Hidalgo, en G. Garza (coord.), *La Ciudad de México en el fin del segundo milenio.* Gobierno del Distrito Federal-El Colegio de México, México, pp. 603-609.

Corredor Biológico Chichinautzin. 2007. Especies protegidas. *Romerolagus diazi,* en <*http://chichinautzin.conanp.gob.mx/especies/teporingo.htm*> (consultado en abril de 2007).

Cruz-Jiménez, R. 1995. Sustentabilidad del desarrollo urbano: medio ambiente, urbanización y servicios públicos. Manejo de los residuos sólidos, en A.G. Aguilar, L.J. Castro Castro y E. Juárez Aguirre (coords.) *El desarrollo urbano de México a fines del siglo XX*. Instituto de Estudios Urbanos de Nuevo León, Monterrey, pp. 153-163.

De Bauer, L.I. 1981. *Efectos de los gases tóxicos en la vegetación*. Seminario sobre administración y tecnología del medio ambiente. Centro de Fitopatología, Colegio de Postgraduados, Chapingo, México.

De Bauer, L.I., T.H. Hernández y W.J. Manning. 1985. Ozone causes needle injury and tree decline in *Pinus hartwegii* at high altitudes in the mountains around Mexico City. *Journal of the Air Pollution Control Association* **35**:838.

De Bauer, L.I., y S.V. Krupa. 1990. The Valley of Mexico: Summary of observational studies on its air quality and effects on vegetation. *Environmental Pollution* **65**:109-118.

DGCOH. 1986. *Estudio hidrogeológico preliminar de la zona Héroes de Padierna, Delegación Tlalpan*. Gobierno del Distrito Federal, México.

Encina-Domínguez, J.A., A. Zárate-Lupercio, J. Valdés-Reyna y J.A. Villarreal-Quintanilla. 2007. Caracterización ecológica y diversidad de los bosques de encino de la Sierra de Zapalinamé, Coahuila, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* **81**:51-63.

EPA. 2007. US-Mexico Border 2012 Program, en <*http://www.epa.gov/usmexicoborder/*> (consultado en abril de 2006).

Espinosa-García, F., y J. Sarukhán. 1997. *Manual de malezas del Valle de México*. UNAM-Fondo de Cultura Económica, México.

Ezcurra, E. 1995. Demographic and resource changes in the Basin of Mexico, en B.L. Turner II, A. Gómez Sal, F. González Bernáldez y F. di Castri (eds.) *Global land use change. A perspective from the Columbian encounter*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid, pp. 377-396.

Ezcurra, E., y J. Sarukhán. 1990. Costos ecológicos del mantenimiento y del crecimiento de la Ciudad de México, en J. Kumate y M. Mazari (coords.), *Problemas de la Cuenca de México*. El Colegio Nacional, pp. 215-246.

Ezcurra, E., y M. Mazari-Hiriart. 1996. Are megacities viable? A cautionary tale from Mexico City. *Environment* **38**:6-15.

Ezcurra, E., M. Mazari-Hiriart, I. Pisanty y A.G. Aguilar. 2006. *La Cuenca de México. Aspectos ambientales críticos y sustentabilidad*. Fondo de Cultura Económica, México.

Fa, J.E., J. Romero y J. López-Paniagua. 1992. Habitat use by parapatric rabbits in a Mexican high-altitude grassland system. *Journal of Applied Ecology* **29**:357-360.

Fenn, M.E., L.I. de Bauer, T. Hernández-Tejeda. 2002. Summary of air pollution impacts on forests in the Mexico City air Basin, en M.E. Fenn, L.I. de Bauer y T. Hernández-Tejeda (eds.), *Urban air pollution and forests*, Springer-Verlag, Nueva York, pp 337-355.

Foster, S., A. Lawrence y B. Morris. 1998. *Groundwater in urban development. Assessing management needs and formulating policy strategies.* World Bank Technical Paper no. 390, The World Bank, Washington, D.C.

Fuchs, R.J. 1999. Introduction, en R.J. Fuchs, E. Brennan, J. Chamie, F. Lo y J.I. Uitto (eds.), *Mega-city growth and the future*. The United Nations University Press, Tokio, pp. 1-13.

Garza, G. 2000. Delegación La Magdalena Contreras, en G. Garza (coord.), *La Ciudad de México en el fin del segundo milenio*. Gobierno del Distrito Federal-El Colegio de México, pp. 596-600.

Garza, G. 2002. Evolución de las ciudades mexicanas en el siglo XX. *Revista de Información y Análisis* **19**:7-16.

Garza, G., y M. Schteingart, 1978. Mexico City: The emerging megalopolis, en W.A. Cornelius y R. Kemper (eds.), *Metropolitan Latin America: The challenge and the response*. Latin America Urban Research 6. Sage Publications, California, pp. 27-51.

Garza, G., y C. Ruiz Chiapetto. 2000. La Ciudad de México en el sistema urbano nacional, en G. Garza (coord.), *La Ciudad de México en el fin del segundo milenio.* Gobierno del Distrito Federal-El Colegio de México, pp. 229-236.

GDF. 1997. *Programas delegacionales de desarrollo urbano de 1997*. Gobierno del Distrito Federal. Disponible en <*www.sideso.df.gob.mx/index.php?id=176*>.

GEM. 1997. *Planes de centros de población estratégicos. Estructura urbana y zonificación*. Gobierno del Estado de México, Toluca.

Geo Data Portal. 2003, en <*http://geodata.grid.unep.ch/*> (consultado en 2003).

Gleick, P.H. 1993. Water in the 21st century, en P.H. Gleick (ed.), *Water in crisis. A guide to the world's fresh water resources.* Oxford University Press, Nueva York, pp. 105-113.

Gobierno del Estado de Aguascalientes. 2008. Logros y acciones, en <*www.aguascalientes.gob.mx/inagua/LogrosyAcciones/LogrosyAcciones.aspx*> (consultado en abril de 2008).

Gobierno del Estado de Baja California. 1995. Plan de Ordenamiento Ecológico de Baja California. *Periódico Oficial del Estado de Baja California*, 8 de septiembre de 1995, Mexicali.

González-Hidalgo, B., A. Orozco-Segovia y N. Diego-Pérez. 2001. La vegetación de la Reserva Ecológica Lomas del Seminario, Ajusco, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* **69**:77-99.

Gutiérrez, T., y J. González. 1999. Las costas mexicanas y su crecimiento urbano. *Investigaciones Geográficas* **40**:110-126.

Halffter, G., y P. Reyes Castillo. 1975. Fauna de la cuenca del Valle de México, en Departamento del Distrito Federal (ed.), *Memoria de las obras del sistema de drenaje profundo del Distrito Federal*. Talleres Gráficos de la Nación, México, pp. 135-180.

Hernández Tejeda, T., L.I. de Bauer y S.V. Krupa. 1985. Daños por gases oxidantes en pinos del Ajusco, en *Memoria de los Simposia Nacionales de Parasitología Forestal II y III*. Pub. Esp. núm. 46. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, México, pp. 26-36.

Howard, K.W.F., y K.K. Gelo. 2003. Intensive groundwater use in urban areas: The case of megacities, en R. Llamas y E. Custodio (eds.), *Intensive use of groundwater. Challenges and opportunities*, Belkema, Países Bajos, pp. 35-58.

Ibarra, V. 2000a. Delegación Tláhuac, en G. Garza (coord.), *La Ciudad de México en el fin del segundo milenio*. Gobierno del Distrito Federal-El Colegio de México, México, pp. 616-622.

Ibarra, V. 2000b. Delegación Tlalpan, en G. Garza (coord.), *La Ciudad de México en el fin del segundo milenio*. Gobierno del Distrito Federal-El Colegio de México, México, pp. 623-630.

INEGI. 1990. *Censo general de población y vivienda*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México.

INEGI. 2001. *Estados Unidos Mexicanos. XII Censo general de población y vivienda, 2000. Tabulados básicos*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes.

Jáuregui, E. 1987. Climas, en G. Garza (comp.), *Atlas de la Ciudad de México*. Departamento del Distrito Federal-El Colegio de México, México, pp. 37-40.

Jensen, D.B., M. Torn y J. Harte. 1993. *In our own hands. A strategy for conserving California's biological diversity*. University of California Press, Berkeley.

Jiménez-Cisneros, B.E. 2001. *La contaminación ambiental en México. Causas, efectos y tecnología apropiada*. Colegio de Ingenieros Ambientales de México, A.C.-Femisca-Instituto de Ingeniería, UNAM, México.

Jiménez-Cisneros, B., M. Mazari Hiriart, R. Domínguez y E. Cifuentes. 2004. El agua en el Valle de México, en B. Jiménez y L. Marín (eds.), *El agua en México vista desde la academia*. Academia Mexicana de Ciencias, México, pp. 15-32.

Jordan, R., y D. Simioni. 2002. *Hacia una nueva modalidad de gestión urbana*, en Comisión Económica para América Latina y el Caribe (ed.), Las nuevas funciones urbanas: gestión para la ciudad sostenible. División de medio ambiente y asentamientos humanos, CEPAL, Naciones Unidas, pp. 9-30. Disponible en <*http://www.eclac.org/publicaciones/xml/9/10559/lcl1692e_1.pdf*>.

Lavín, M. 1983. Cambios en las áreas verdes de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México de 1940 a 1980. Reporte interno. Instituto de Ecología, México.

Martínez González, L., y A. Chacalo Hilú. 1994. *Los árboles de la Ciudad de México*. Universidad Autónoma Metropolitana, Azcapotzalco, México, pp. 351.

Mazari, M. (ed.) 1996a. *Agua* vs. *población. Memoria*. El Colegio Nacional, México, p. 115.

Mazari, M. (ed.) 1996b. *Hacia el tercer milenio*. El Colegio Nacional, México.

Mazari, M., y J. Alberro. 1990. Hundimiento de la Ciudad de México, en J. Kumate y M. Mazari (coords.), *Los problemas de la Cuenca de México*. El Colegio Nacional, México, pp. 83-114.

Mazari, M., M. Mazari-Hiriart, C. Ramírez y J. Alberro. 1992. Efectos de la extracción de agua en la zona lacustre de la Cuenca de México, en R.J. Marsal (coord.), volumen especial, Sociedad Mexicana de Mecánica de Suelos, A.C., México, pp. 37-48.

Mazari-Hiriart, M., y M. Bellon. 1995. Sustentabilidad del desarrollo urbano: agua, en *Memorias del seminario nacional sobre movilidad territorial, distribución espacial de la población y procesos de urbanización*. Sociedad Mexicana de Demografía-El Colegio de México, México.

Mazari-Hiriart, M., G. Cruz-Bello, L. Bojórquez-Tapia, L. Juárez-Marusich, G. Alcantar-López *et al.* 2006. Ground water vulnerability assessment for organic compounds: Fuzzy multicriteria approach for Mexico City. *Environmental Management* **37**:410-421.

Melo, G.C., y G. Alfaro Garza. 2000. Vegetación, en G. Garza (coord.), *La Ciudad de México en el fin del segundo milenio*. Gobierno del Distrito Federal-El Colegio de México, México, pp. 61-68.

Mendoza, J.E. 2003. Especialización manufacturera y aglomeración urbana en las grandes ciudades de México. *Economía, Sociedad y Territorio* **IV**: 95-126.

Minnich, R.A., y C.J. Bahre. 1995. Wildland fire and chaparral succession along the California-Baja California boundary. *International Journal of Wildland Fire* **5**:13-24.

Minnich, R.A., y E. Franco. 1998. *Land of chamise and pines. Historical accounts and current status of northern Baja California's vegetation*. University of California Press, Berkeley.

Molina, L., M. Molina, R. Favela, A. Fernández-Bremauntz, R. Slott *et al.* 2002. Cleaning the air: A comparative overview, en M. Molina y L. Molina (eds.), *Air quality in the Mexico megacity. An integrated assessment*. Kluwer, Dordrecht, pp. 19-59.

Molina, M. 2006. El aire de la Ciudad de México. *Nexos* **337**: 7-11.

Monroy-Vilchis, O., H. Rangel-Cordero, M. Aranda, A. Velásquez y F.J. Romero. 1999. Los mamíferos de hábitat templados del sur de la Cuenca de México, en A. Velásquez y F.J. Romero (comps.), *Biodiversidad de la región de mon-*

taña del sur de la Cuenca de México: bases para el ordenamiento ecológico. Universidad Autónoma Metropolitana, Xochimilco-Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del Distrito Federal, pp. 142-159.

Mooser, F. 1987. Geología, en G. Garza (coord.), *Atlas de la Ciudad de México*. Departamento del Distrito Federal-El Colegio de México, México, pp. 23-29.

Morelos, J.B. 2000. Delegación Coyoacán, en G. Garza (coord.), *La Ciudad de México en el fin del segundo milenio*. Gobierno del Distrito Federal-El Colegio de México, México, pp. 558-562.

Moreno-Casasola, P., I. Espejel, S. Castillo, G. Castillo-Campos, R. Durán *et al.* 1998. Flora de los ambientes arenosos y rocosos de las costas de México, en G. Halffter (comp.), *La diversidad biológica en Iberoamérica*. Vol. II. CYTED-Instituto de Ecología, A.C, Xalapa, pp. 177-258.

Moreno-Casasola, P., E. Peresbarbosa y R. Monroy. 2006. El desarrollo socioeconómico de la costa en México, en P. Moreno-Casasola, E. Peresbarbosa y A.C. Travieso-Bello (eds.), *Estrategias para el manejo integral de la zona costera: un enfoque municipal*. Instituto de Ecología, A.C.-Conanp-Gobierno del Estado de Veracruz, Xalapa, pp. 351-414.

Natural Community Conservation Planning Program. 1997. Natural Community Conservation Planning (NCCP), en <*www.dfg.ca.gov/habcon/nccp/*> (consultado en abril de 2006).

Negrete, M.E. 2000. Dinámica demográfica, en G. Garza (coord.), *La Ciudad de México en el fin del segundo milenio.* Gobierno del Distrito Federal-El Colegio de México, México, pp. 247-255.

Negrete, M.E., y H. Salazar. 1986. *Zonas metropolitanas en México*. 1980. *Estudios Demográficos y Urbanos* **1**(1): 97-124.

Niederberger, C. 1987a. *Paléopaysages et archéologie pré-urbain du Bassin de Mexico (Mexique).* Centre d'Études Mexicaines et Centraméricaines, México, pp. 342-343.

Niederberger, C. 1987b. De la prehistoria a los primeros asentamientos humanos en la Cuenca de México, en G. Garza (coord.), *Atlas de la Ciudad de México*. Departamento del Distrito Federal-El Colegio de México, México, pp. 40- 43.

Oberbauer, T.A. 1991. Vegetation of northwestern Baja California. *Fremontia* **20**: 3-10.

Olmsted, I. 1993. Wetlands of Mexico, en D.F. Whigham, D.H Dykyjová y S. Hejný (eds.), *Wetlands of the world I: Inventory, ecology, and management.* Series Handbook of Vegetation Science. Kluwer, Dordrecht, pp. 637-678.

OMT. 2002. *Organización Mundial del Turismo. Análisis y estrategias*. Organización Mundial del Turismo.

Ortiz Monasterio, F., C. Cortinas de Nava y M.L. Maffey. 1987. *Manejo de los desechos industriales peligrosos en México*. Colección Medio Ambiente, núm. 2. Fundación Universo Veintiuno, México.

Palerm, Á. 1973. *Obras hidráulicas prehispánicas en el sistema lacustre del Valle de México*. Departamento de Investigaciones Históricas, INAH-SEP, México.

Parnreiter, C. 2002. Ciudad de México: el camino hacia una ciudad global. *Revista Latinoamericana de Estudios Urbanos Regionales* **28**: 89-119.

Partida-Bush, V., y C. Anzaldo-Gómez. 2003. Escenarios demográficos urbanos de la Zona Metropolitana del Valle de México, en *La situación demográfica de México*. Conapo, México, pp. 41-61.

Periódico Oficial del Gobierno del Estado de Coahuila. 1997. Decreto por el que declara como área natural protegida, con el carácter de zona sujeta a conservación ecológica, un área de la Serranía de Zapalinamé. 4 de febrero de 1997.

Perló, M., y A. González. 2005. ¿Guerra por el agua en el Valle de México? PUEC, UNAM-Fundación Friedrich Ebert Stiftung, México, pp. 23-31.

Perló, M., y A. González. 2006. ¿Guerra por el agua? *Nexos* **337**: 13-17.

Pineda Pablos, N. 2002. La política urbana de agua potable en México: del centralismo y los subsidios a la municipalización, la autosuficiencia y la privatización. *Región y Sociedad. Revista de El Colegio de Sonora* **14**(24): 41-69.

Pisanty, I. 2000. Ecosistemas y áreas verdes, en G. Garza (coord.), *La Ciudad de México en el fin del segundo milenio*. Gobierno del Distrito Federal-El Colegio de México, México, pp. 475-481.

PNUMA. 2003. GEO Ciudad de México. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente-Gobierno del Distrito Federal-Centro GEO, México.

Porras, A. 2000. Proyección de la población al año 2020, en G. Garza (coord.), *La Ciudad de México en el fin del segundo milenio*. Gobierno del Distrito Federal-El Colegio de México, México, pp. 737-743.

Preciat Lámbarri, E., y G. Hernández-Esquivel. 2000. Delegación Álvaro Obregón, en G. Garza (coord.), *La Ciudad de México en el fin del segundo milenio.* Gobierno del Distrito Federal-El Colegio de México, México, pp. 552-557.

Preciat Lámbarri, E., y G. Hernández-Hernández. 2000. Delegación Benito Juárez, en G. Garza (coord.), *La Ciudad de México en el fin del segundo milenio*. Gobierno del Distrito Federal-El Colegio de México, México, pp. 552-557.

Preciat Lámbarri, E., y Contreras Prado, S. 2000. Delegación Cuajimalpa de Morelos, en G. Garza (coord.), *La Ciudad de México en el fin del segundo milenio.* Gobierno del Distrito Federal-El Colegio de México, México, pp. 564-570.

Provencio, E. 2006. Ciudad inasible y sin fulgor. *Nexos* **337**: 18-34.

Restrepo, I., G. Bernache y W. Rathje. 1991. *Los demonios del consumo. Basura y contaminación.* Centro de Ecodesarrollo, México.

Rodrigues, E.A., D. Alves Pereira, B.C. Camacho-Pires y

R.A.B. Moraes-Victor. 2007. El enfoque ecosistémico de las áreas urbanas y periurbanas: contribución de la reserva de la biosfera del cinturón verde de la ciudad de São Paulo para la gestión integrada de las ciudades y de sus servicios ambientales, en G. Halffter, S. Guevara y A. Melic (eds.), *Hacia una cultura de la conservación de la diversidad biológica*. Monografías Tercer Milenio, Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza, pp. 337-353.

Rodríguez, H. 2006. Ciudad y ambiente en el Golfo de México. Una mirada al proceso de urbanización y su impacto ambiental en las costas de México (con particular referencia a Veracruz), en P. Moreno-Casasola, E. Peresbarbosa y A.C. Travieso-Bello (eds.), *Estrategias para el manejo integral de la zona costera: un enfoque municipal*. Instituto de Ecología, A.C.-Conanp-Gobierno del Estado de Veracruz, Xalapa, pp. 455-476.

Rojas Rabiela, T. 1985. La cosecha del agua: pesca, caza de aves y recolección de otros productos biológicos acuáticos de la Cuenca de México. SEP Cultura-Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social-Museo Nacional de Culturas Populares, México.

Rojo, A. (ed.). 1994. *Reserva Ecológica El Pedregal de San Ángel: ecología, historia natural y manejo*. UNAM, México.

Romero, F.J., H. Rangel-Cordero, A. Estévez-Ramírez, M. Escamilla y L. Cabrera-García. 1999. Aspectos sociodemográficos y actividades productivas rurales del sur de la Cuenca de México, en A.Velásquez y F.J. Romero (eds.), *Biodiversidad de la región de montaña del sur de la Cuenca de México: bases para el ordenamiento ecológico*. Universidad Autónoma Metropolitana, Xochimilco-Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del Distrito Federal, pp. 229-258.

Ruiz-Gómez, M. 2006. El crecimiento de los asentamientos irregulares en áreas protegidas. La Delegación Tlalpan. *Investigaciones Geográficas* **60**: 83-109.

Rzedowski, J. 1954. Vegetación del Pedregal de San Ángel. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas* **8**: 59-129.

Rzedowski, J. 1969. Notas sobre el bosque mesófilo de montaña en el Valle de México. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas* **18**: 91-106.

Rzedowski, J. 1975. Flora y vegetación de la cuenca del Valle de México, en DDF (ed.), *Memoria de las obras del sistema de drenaje profundo*. Vol. I. Talleres Gráficos de la Nación, México, pp. 7-38.

Rzedowski, G.C., y J. Rzedowski. 2001. *Flora fanerogámica del Valle de México*. Instituto de Ecología, A.C.-Conabio, México.

Sánchez, R. 1999. El desarrollo sustentable en Tijuana: una perspectiva sobre las opciones y los retos, en *Foro Comunitario Internacional sobre el desarrollo sustentable en la región Tijuana-San Diego*. The Center for U.S.-Mexican Studies. University of California, San Diego.

Sandag. 1999. San Diego Association of Governments, en <*http://www.sandag.cog.ca.us/*> (consultado en abril de 2007).

Sanders, W.T. 1976a. The natural environment of the Basin of Mexico, en F.R. Wolf (ed.), *The Valley of Mexico: Studies in prehispanic ecology and society*. University of New Mexico Press, Albuquerque, pp. 59-67.

Sanders, W.T. 1976b. The agricultural history of the Basin of Mexico, en E.R. Wolf (ed.), *The Valley of Mexico: Studies in prehispanic ecology and society.* University of New Mexico Press, Albuquerque, pp. 101-159.

Sanders, W.T., J.R. Parsons y R.S. Santley. 1979. *The Basin of Mexico: Ecological processes in the evolution of a civilization*. Academic Press, Nueva York, pp. 561.

Santandreu, A., A. Gómez Perazzoli y M. Dubbeling. 2002. Biodiversidad, pobreza y agricultura urbana. Disponible en <*www.montevideo.gub.uy/publicaciones/rural_biodiv.pdf*>.

Schteingart, M., y C.E. Salazar. 2005. *Expansión urbana, sociedad y ambiente. El caso de la ciudad de México*. El Colegio de México, México.

Segob. 1997. Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. *Diario Oficial de la Federación*, 6 de enero de 1997. Disponible en <*www.sagarpa.gob.mx/ganaderia/NOM/001ecol.pdf*>.

Semarnat. 2007. *¿Y el medio ambiente? Problemas en México y el mundo*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

Semarnat. 2008. Compendio de estadísticas ambientales 2008. Disponible en <*http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/cd_compendio08/*>.

Serra Puche, M.C. 1988. *Los recursos lacustres en la Cuenca de México durante el Formativo*. Colección Posgrado, Instituto de Investigaciones Antropológicas, UNAM, México.

Shiklomanov, I.A. 1993. World fresh water resources, en P.H. Gleick (ed.), *Water in crisis: A guide to the world's water resources*. Oxford University Press, Nueva York, pp. 13-24.

Siemens, A., P. Moreno-Casasola y C. Sarabia. 2006. The metabolization of dunes and wetlands by the city of Veracruz, Mexico. *Journal of Latin American Geography* **5**: 7-29.

Sobrino, J. 2000. Delegación Iztacalco, en G. Garza (coord.), *La Ciudad de México en el fin del segundo milenio.* Gobierno del Distrito Federal-El Colegio de México, México, pp. 583-588.

Soulé, M.E., A.C. Alberts y D.T. Bolger. 1992. The effects of habitat fragmentation on chaparral plants and vertebrates. *Oikos* **63**: 39-47.

Thornback, J., y M. Jenkings. 1984. *The IUCN mammal red data book*. Part 1. IUCN, Gland.

Turner, J., y J. Rylander. 2000. Land-use in America: The forgotten agenda, en J. Sanderson y L.D. Harris (eds.),

Landscape ecology. A top-down approach. Landscape Ecology Series. Lewis Publishers, Boca Ratón, pp. 143-156.

UNPD. 2002. *World urbanization prospects. The 2001 revision*. Population Division, Naciones Unidas, Nueva York.

Velázquez, A. 1994. Distribution and population size of *Romerolagus diazi* on El Pelado Volcano, Mexico. *Journal of Mammalogy* **75**:743-749.

Velázquez, A., F.J. Romero y J. López Paniagua. 1996. *Ecología y conservación del conejo zacatuche y su hábitat*. Fondo de Cultura Económica-UNAM, México.

Velázquez, A., y G.W. Heil. 1996. Habitat suitability for the conservation of the volcano rabbit (*Romerolagus diazi*). *Journal of Applied Ecology* **33**:543-554.

Vidrio Carrasco, M., y G.F. Ávila. 2000. Delegación Milpa Alta, en G. Garza (coord.), *La Ciudad de México en el fin del segundo milenio*. Gobierno del Distrito Federal-El Colegio de México, México, pp. 610-615.

Vidrio Carrasco, M., y J. Garcés Gracida. 2000. Delegación Gustavo A. Madero, en *La Ciudad de México en el fin del segundo milenio*. Gobierno del Distrito Federal-El Colegio de México, México, pp. 577-582.

Vidrio Carrasco, M., y L.H. Patiño. 2000. Delegación Xochimilco, en G. Garza (coord.), *La Ciudad de México en el fin del segundo milenio*. Gobierno del Distrito Federal-El Colegio de México, México, pp. 637-641.

Villegas y de Gante, M. 1979. *Malezas de la Cuenca de México: especies arvenses*. Instituto de Ecología-Museo de Historia Natural de la Ciudad de México, México.

Whitmore, T.M., y B.L. Turner II. 1992. Landscapes of cultivation in Mesoamerica on the eve of the conquest. *Annals of the Association of American Geographers* **82**:402-425.

WRI. 1994. *World Resources 1994-95*. World Resources Institute, Oxford University Press, Nueva York. Disponible en <*http://pdf.wri.org/worldresources1994-95_bw.pdf*>.

Zentella Gómez, J.C. 2005. Relaciones intermunicipales y gobernabilidad urbana en zonas metropolitanas en México: el caso de la zona metropolitana de Xalapa. *Estudios Demográficos y Urbanos* **20**:229-267.

Ziccardi, A. 2000a. Delegación Venustiano Carranza, en G. Garza (coord.), *La Ciudad de México en el fin del segundo milenio*. Gobierno del Distrito Federal-El Colegio de México, México, pp. 631-636.

Ziccardi, A. 2000b. Delegación Iztapalapa, en G. Garza (coord.), *La Ciudad de México en el fin del segundo milenio*. Gobierno del Distrito Federal-El Colegio de México, México, pp. 590-594.

Ziccardi, A. 2000c. Delegación Cuauhtémoc, en G. Garza (coord.), *La Ciudad de México en el fin del segundo milenio*. Gobierno del Distrito Federal-El Colegio de México, México, pp. 571-576.

18 Conservación y sociedad

AUTORA RESPONSABLE: Alicia Castillo
COAUTORES: Víctor Corral Verdugo • Edgar González Gaudiano • Luisa Paré • María Fernanda Paz • Javier Reyes • Martha Schteingart
AUTORES DE RECUADROS: *18.1*, Elena Lazos • *18.2*, Leticia Durand • *18.3*, Patricia Ávila • *18.4*, Víctor M. Toledo, Narciso Barrera-Bassols • *18.5*, Haydea Izazola • *18.6*, Faustino Velásquez • *18.7*, Laura Navarro, Rodrigo A. Medellín • *18.8*, Edgar González Gaudiano • *18.9*, Salvador García Ruvalcaba • *18.10*, Rosalinda Morales Garza • *18.11*, Denise Soares • *18.12*, Yolanda Lara • *18.13*, Anna Pujadas • *18.14*, Sergio Graf Montero, Enrique J. Jardel Peláez, Eduardo Santana C.
REVISORES: Elena Lazos* • Jorge Rickards Guevara • Miguel Ángel Sánchez Vásquez
* Excepto del recuadro 18.1

CONTENIDO

Castillo, A., *et al.* 2009. Conservación y sociedad, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. CONABIO, México, pp. 761-801.

Recuadros

Resumen

El objetivo central del presente capítulo es examinar algunos aspectos vinculados a la forma en que la sociedad mexicana entiende su relación con los sistemas naturales y los problemas relacionados con la conservación de la biodiversidad. Las preguntas que el capítulo pretende responder incluyen: ¿Cómo entienden los diferentes sectores sociales la relación sociedad-naturaleza? ¿Cómo se conciben los ecosistemas, la biodiversidad y los problemas ambientales? ¿Qué se ha hecho en nuestro país para difundir mensajes ambientales y promover la toma de conciencia por la sociedad? ¿Qué tanto conocen los distintos sectores sociales sobre los esfuerzos de conservación que se realizan en México? ¿Qué se entiende por participación social en la conservación, por qué es importante y qué resultados se tienen? El capítulo parte de una revisión de los trabajos existentes sobre las percepciones que sectores sociales de los ámbitos rural y urbano tienen sobre el ambiente, la relación sociedad-naturaleza y la conservación de ecosistemas. En la siguiente sección, se aborda lo realizado en materia de educación ambiental no formal, considerando los contextos urbano y rural. Se revisa, asimismo, el papel desempeñado por los medios masivos de comunicación en cuanto a la difusión de información ambiental y se examinan los esfuerzos realizados por la sociedad civil organizada y por el sector gubernamental. Más adelante se revisa el tema de la participación social en la búsqueda de soluciones a la problemática ambiental y la conservación ecológica mediante el análisis de casos del medio rural y del urbano. Finalmente, el capítulo propone una serie de criterios y recomendaciones para apoyar la construcción de una responsabilidad social que promueva la conservación y el uso sustentable de los ecosistemas del país. Entre las propuestas destaca la necesidad de que los esfuerzos sociales para la conservación de ecosistemas estén enmarcados en la construcción de opciones hacia la sustentabilidad. Para ello es necesario mejorar leyes, fortalecer instituciones, ejercer una planeación democrática y contar con un sistema de información especializado en el tema de la conservación. Son necesarios esfuerzos de sistematización o recuperación crítica de las prácticas de conservación de ecosistemas, sobre todo en los ámbitos locales. Se debe profundizar, asimismo, en el análisis integrado de los sistemas socioecológicos, los cuales deben contener estudios sobre las percepciones ambientales de la sociedad en toda su amplitud y complejidad, con la finalidad de mejorar los programas de educación ambiental y divulgación científica que apunten hacia la generación de capacidades sociales para la gestión del territorio. Se destaca la necesidad esencial de integrar la perspectiva de los habitantes locales en los programas de conservación de ecosistemas, para lo que cual deben construirse mecanismos de participación social que aseguren condiciones equitativas en el ejercicio del poder y la negociación abierta entre los actores involucrados en la conservación de ecosistemas.

18.1 Introducción

Durante décadas, la conservación de los ecosistemas ha sido un tema abordado principalmente por comunidades de científicos dedicados a la biología y la ecología. Buena parte de la información derivada de los estudios de este gremio científico ha servido de base para implementar importantes políticas y acciones ambientales, como el establecimiento de áreas naturales protegidas (Guevara y Halffter 2007). La relevancia de contar con información de calidad sobre los aspectos biofísicos de los ambientes naturales es esencial para la toma de decisiones (Ehrlich 1997). No obstante, el manejo de los ecosistemas gracias a procesos e instrumentos de planeación como el ordenamiento territorial, las decisiones sobre cómo aprovechar los bienes y servicios brindados por los ecosistemas, así como la identificación y propuesta de acciones de restauración ambiental y la misma administración de áreas naturales protegidas, requieren no solo contar con información biológica y ecológica, sino integrar la dimensión humana en los análisis sobre los ecosistemas. Esto se ha reconocido como indispensable por ecólogos como O'Neill (2001), quien ha sugerido que nuestra especie debe dejar de verse como un agente externo de disturbio y entenderse como una pieza clave en la dinámica del ecosistema, para así analizar las implicaciones de sus acciones en la historia evolutiva del planeta y en la propia supervivencia humana. Diversas iniciativas internacionales, asimismo, han insistido en la necesidad de realizar análisis que integren los componentes social y biológico, lo que actualmente se denominan sistemas socioecológicos o sistemas acoplados humano-ambientales (Lubchenco *et al.* 1991; Berkes y Folke 2000; Berkes *et al.* 2003; IGBP e IHDP 2004; Palmer *et al.* 2004).

Incluir la dimensión humana en la investigación sobre la problemática ambiental permite superar la visión de considerar la actividad humana únicamente como cau-

sante de exterminio de especies y destructora de ambientes. Nos ayuda a entender su papel en los cambios que producen sus acciones sobre el funcionamiento de los procesos naturales de la biosfera, a reconocer la complejidad de los fenómenos ambientales, a legitimar manejos de recursos naturales comunitarios y sustentables y, en última instancia, a encontrar nuevos caminos hacia la construcción de sociedades sustentables capaces de asegurar para las generaciones presentes y futuras un bienestar humano razonable (véase el recuadro 18.1).

Adentrarse en la complejidad de los sistemas socioecológicos requiere enfoques de investigación y de acción diferentes a los que hasta ahora se han utilizado. Como señala Toledo (2005a), la conservación de la biodiversidad se ha examinado primordialmente desde una óptica que reduce los problemas a los relacionados con el mantenimiento de genes, especies y ecosistemas, a su entendimiento biológico-ecológico y a su aislamiento en reservas para su protección. La adopción de visiones más amplias que toman en cuenta tanto los elementos biofísicos como los aspectos sociales, ha abierto camino para la propuesta y puesta en práctica de proyectos de investigación y desarrollo que permiten abordar la problemática ambiental de forma interdisciplinaria (Bridgewater 2002; Price 2002). Entre los objetivos de estas propuestas está entender los cambios que ocurren en los sistemas socioecológicos (económicos, sociales, ecológicos y evolutivos) e identificar los espacios para la intervención social y la construcción de futuros sustentables.

Los seres humanos somos animales con la peculiar característica de dar significado a nuestra existencia y al universo que nos rodea. Mediante el uso de símbolos, del lenguaje y de la comunicación, nuestra especie inventa y reinventa un "orden de cosas" para después actuar en consecuencia (Westley *et al.* 2002). Los significados que damos a nuestra presencia y a la del resto de los seres vivos, así como a las relaciones que establecemos entre nosotros como sociedades, son la base sobre la cual tomamos decisiones. Cada grupo humano le asigna distintos significados a sus acciones e interpreta, asimismo, las acciones de otros. Además, los humanos tenemos la capacidad de reflexionar, es decir, de procesar las experiencias y la información que de ellas se derivan, lo cual también nos permite encontrar maneras de enfrentar distintas situaciones (Long 1992). Como seres pensantes, podemos comprender, comentar y organizar nuestra conducta de acuerdo con las representaciones que construyamos sobre la realidad (O'Brien y Kollock 2001). Y como seres que continuamente nos comunicamos con otros, las representaciones y explicaciones que construimos pueden variar y modificar las decisiones que tomamos (Berger y Luckman 1991). La transformación de nuestro entorno, consecuentemente, se torna posible gracias a la negociación y el establecimiento de acuerdos comunes y de formas de respetarlos (véase el recuadro 18.2).

El objetivo central del presente capítulo es revisar algunos aspectos respecto a cómo la sociedad mexicana entiende su relación con los sistemas naturales y los problemas inherentes a la conservación de la biodiversidad, así como los esfuerzos educativos que han realizado distintos sectores para promover la toma de conciencia en torno a los problemas y los resultados que se han obtenido por la participación social en la transformación de las relaciones con la naturaleza para lograr la construcción de sociedades sustentables. Algunas de las preguntas específicas del capítulo son: ¿Cómo entienden los diferentes sectores sociales la relación sociedad-naturaleza en nuestro país? ¿Cómo se perciben los ecosistemas, la biodiversidad y los problemas ambientales? ¿Qué se ha hecho en nuestro país para difundir mensajes ambientales y promover la toma de conciencia por la sociedad? ¿Qué tanto conocen los distintos sectores sociales sobre los esfuerzos de conservación que se realizan en México? ¿Qué se entiende por "participación social" en la conservación, por qué es importante y qué resultados se tienen?

El capítulo reseña varios trabajos de diagnóstico que representan la variedad de casos encontrados en el país. No obstante, como se verá, si bien en los distintos temas frecuentemente se pone de manifiesto la falta de estudios y conocimientos puntuales sobre las relaciones entre los grupos de la sociedad mexicana y los sistemas naturales, nos parece que esta revisión puede ser de utilidad en los procesos de toma de decisiones sobre el ambiente. Se incluyen además varios casos particulares de conservación en México.

18.2 Percepciones sociales sobre la naturaleza y la conservación

Entender cómo los grupos humanos construyen imágenes sobre el ambiente que les rodea y cómo le dan significado a su relación con los ecosistemas constituye la principal preocupación del estudio de las percepciones ambientales (Ingold 2002). De acuerdo con Arizpe *et al.* (1993), a partir de un problema se genera un proceso social de percepción, conocimiento y comprensión que se va construyendo utilizando, asimismo, información

Recuadro 18.1 Aportaciones de las ciencias sociales a la conservación de la biodiversidad y los ecosistemas

Elena Lazos

Las ciencias sociales, entendidas como aquellas disciplinas que se abocan a la comprensión de las actividades humanas desde distintas perspectivas, han tenido desde sus orígenes la preocupación por esclarecer las relaciones sociedad-naturaleza. La filosofía, la historia, la antropología, la sociología, la economía, la demografía, las ciencias políticas, por citar solo algunas, con sus diversas escuelas y con una gran riqueza de conceptos, han inundado el pensamiento humano y lo que se ha escrito al respecto comprende muchos volúmenes. En relación con la conservación de la biodiversidad y los ecosistemas, algunas escuelas antropológicas y sociológicas han brindado conceptos teóricos y aportaciones importantes.

Desde sus orígenes, los precursores de la antropología se interesaron por explicar la distribución y las transformaciones culturales de las diversas poblaciones étnicas en distintos ambientes. Había dos posiciones encontradas con múltiples defensores: una, la que postulaba el determinismo geográfico —el entorno define el hecho cultural—; la otra, que podemos denominar como posibilismo cultural, aducía que aunque aceptaba el hecho limitante del medio, este no determinaba el hecho cultural. Desde la década de 1950, se desarrolló la escuela de la ecología cultural, cuando Julian Steward, al estar interesado en explicar las transformaciones culturales, define el medio ambiente como la causa de dichas transformaciones y la cultura como su efecto adaptativo, estableciendo que las adaptaciones ambientales dependerán del nivel cultural. A partir de entonces se expusieron varias teorías para explicar tres procesos fundamentales en la relación sociedad-naturaleza: *1*] la relación entre tecnología y medio ambiente. Se da importancia al estudio de la cultura material y al estudio de su utilización; *2*] las relaciones sociales de producción, donde se estudian las pautas de conducta asociadas a la explotación del medio, y *3*] La influencia de las pautas culturales y simbólicas implicadas en la explotación del medio.

A partir de estas reflexiones y de otras escuelas antropológicas, conceptos como organización familiar, organización comunitaria, acceso a los recursos naturales, relación entre recurso y organización colectiva nutrieron la discusión y se constituyeron como los pilares para entender la estructura y la dinámica de los grupos sociales posibles en el medio rural y urbano para lograr o no una conservación de la biodiversidad y de los ecosistemas. También se estudiaron diversos grupos étnicos para entender sus relaciones y transformaciones con el medio ambiente. Con base en estos estudios y los retos de las décadas de 1960 y 1970 para lograr un desarrollo rural con la conservación de los recursos naturales, agrónomos y biólogos se unieron a estas inquietudes con el fin de analizar conjuntamente cómo las sociedades entienden, perciben, se apropian y utilizan su entorno natural. Algunos estudios se centran en el acceso legal a la tierra, otros en los procesos desiguales económicos en la producción agrícola, otros más en la organización familiar y comunitaria para la distribución y acceso a la tierra, en los conocimientos agrícolas y botánicos de las familias campesinas, en los procesos de decisión de las familias productoras o en los aspectos políticos del manejo de los recursos. Pero todas estas investigaciones, a pesar de que ponderan unos aspectos más que otros y a pesar de partir de distintas teorías, nos dan cuenta de la compleja realidad para lograr la conservación de la biodiversidad y de los ecosistemas.

Actualmente, la discusión se enfoca más en cómo lograr una participación social de los actores involucrados en la conservación y cómo llegar a negociaciones duraderas para tal efecto. ¿Bajo qué condiciones un grupo de personas puede organizarse a largo plazo para lograr un bien común, como un sistema de irrigación o la conservación de una laguna o de los bosques? Existen nuevamente distintos teóricos para explicar la acción colectiva. Los pesimistas señalan los conflictos entre los intereses individuales y los intereses colectivos, la inclinación a tomar ventaja de los demás ("*free riding*") y los altos costos de transacción como los obstáculos para la participación. Por el contrario, en los años cincuenta, los optimistas que tenían sus orígenes en las ciencias políticas, afirmaban que la existencia de un interés colectivo era suficiente motivo para una acción conjunta. Pero, ¿cómo se perciben los problemas ambientales? ¿Cómo se priorizan y se comunican los problemas en una comunidad? ¿Cómo se define una comunidad en torno a un interés común, cuando sabemos que las comunidades son altamente heterogéneas? ¿Cuál es el papel de mujeres y hombres en la construcción del desarrollo sustentable?

Nuevamente, los conceptos de la dinámica familiar en el nuevo medio rural sujeta a fluctuantes y masivas migraciones, el marco legal en territorios conflictivos para establecer acceso a los recursos naturales, la etnicidad y las relaciones de género como marcadores específicos de las relaciones sociedad-naturaleza son conceptos que se reformulan constantemente por las teorías sociológicas y antropológicas con el fin de entender el contexto político, social, económico y cultural de las sociedades rurales y urbanas del México actual.

Recuadro 18.2 La naturaleza como construcción social

Leticia Durand

Comúnmente definimos lo natural como todo aquello que no proviene de la actividad o la intervención humana, y en general aceptamos esta definición sin cuestionar su veracidad u origen. Sin embargo, nuestra visión de la naturaleza es, al igual que buena parte de otros componentes de la realidad, resultado de diversos procesos históricos y sociales y, por lo tanto, no puede considerarse como única y universal. En este sentido, siempre que hablamos de naturaleza es importante preguntarse a qué modelo o concepción cultural de la naturaleza nos referimos.

La visión dominante de naturaleza es la gestada en el imaginario de Occidente, que además de definir lo natural en oposición a lo humano, se caracteriza también por comprender la naturaleza como una entidad objetiva cuya existencia es independiente de la presencia y la comprensión humanas. Esto quiere decir que la naturaleza tiene una existencia real y representa o significa lo mismo para todas las personas. Desde esta perspectiva, la razón y el método científico son las herramientas adecuadas para conocer lo natural, pues son capaces de develarnos las leyes y constantes bajo las que opera lo vivo. Esta capacidad del ser humano para conocer los detalles del funcionamiento de la naturaleza la transforma en una entidad poco poderosa y sujeta a la voluntad humana. Así, podemos afirmar que en nuestra sociedad impera una dicotomía entre sociedad y naturaleza que explica muchas otras dicotomías fundamentales para nuestra comprensión de la realidad. Podemos mencionar, por ejemplo, la separación que se establece entre lo femenino y lo masculino, entre lo racional y lo emotivo, entre lo salvaje y lo civilizado o entre mente y cuerpo por citar tan solo algunas. ¿Por qué concebimos a la naturaleza de esta manera y cuáles son sus consecuencias en relación con nuestro esfuerzo de conservar la biodiversidad? Para responder a estas preguntas es necesario echar mano de la historia.

En la Europa medieval no existía una separación tajante entre sociedad y naturaleza, el hombre se consideraba a sí mismo como una parte integral del cosmos y observaba la naturaleza como un conjunto al que pertenecía. Esta similitud entre lo humano y lo natural provenía de la preponderancia de la religión como eje rector de la vida en esa época. Para la religión católica Dios era responsable de la creación del mundo y el hombre era producto de esa creación, al igual que los animales, las plantas o los paisajes. Lo humano era parte de lo natural al ser también una creación divina.

La fragmentación de lo humano y lo natural es producto del Renacimiento, del advenimiento de la razón o el conocimiento como forma de comprender el mundo en sustitución de las ideas religiosas. El rasgo humano por excelencia es la capacidad de pensamiento y reflexión, y la ciencia se establece como la expresión más pura de la razón, como un instrumento para alcanzar la verdad. Se escinden, entonces, el sujeto y el objeto del conocimiento, y la naturaleza se transforma en algo externo al hombre, alejado de lo social.

En poco tiempo la naturaleza pasó de ser un lugar encantado a un universo cuantificable y apropiado por los humanos. Sin embargo, si miramos más allá de los referentes de la sociedad occidental encontramos que otros tipos de sociedades humanas tienen formas distintas de interacción y comprensión de lo no humano. Así, para algunos grupos sociales los elementos no humanos del entorno están ligados a las personas por lazos de parentesco, e incluso hay sociedades en las que la misma idea de naturaleza no existe como tal, dada la imposibilidad de distinguir discontinuidades entre los dominios de lo social y lo natural.

Lo anterior indica que la idea de naturaleza a la que estamos acostumbrados es relativa, es decir, no es verdadera ni tiene un solo significado para todos lo grupos humanos y varía aun dentro de un mismo grupo social. Si la comprensión y valoración de la naturaleza es cambiante, entonces aquello que se entiende por conservación también está sujeto a variación. No todos los grupos sociales tienen las mismas opiniones y percepciones sobre lo que hay que conservar, sobre por qué y cómo conservarlo, justamente porque no existe una sola naturaleza sino construcciones sociales o modelos culturales de ella. Los esfuerzos por conservar la biodiversidad se favorecen cuando reconocen la relatividad de sus conceptos y acciones y se disponen a considerar la validez de otras interpretaciones, construyendo lo que puede llamarse naturalezas consensuadas.

proveniente de otros individuos y por distintos medios. Dependiendo de los contextos culturales particulares en los que en este proceso se construyen distintas percepciones sobre las relaciones entre las sociedades y los ecosistemas, se adoptan determinadas posiciones, se desarrollan estrategias y se realizan acciones. Por medio de las percepciones podemos acercarnos a conocer lo que los grupos sociales piensan sobre los problemas ambientales, cómo comprenden y valoran el mundo natural y cómo visualizan su responsabilidad y la de otros actores al tra-

tar de resolver un problema o negociar un acuerdo. Debido a la continua relación entre los humanos y una naturaleza que es también cambiante, las percepciones deben verse como imágenes en movimiento (Lazos y Paré 2000). Su análisis y evaluación nos permite contar con información valiosa para la formulación de estrategias alternativas de manejo de ecosistemas y facilitar procesos de participación social en la toma de decisiones. En este sentido y en el contexto de la compleja diversidad cultural, ideológica y de situaciones socioeconómicas de nuestro país, la formulación de políticas públicas debiera partir de reconocer la diversidad de formas de pensar y de perspectivas en relación con la problemática ambiental.

18.2.1 Percepciones sobre la naturaleza y su conservación en el medio rural

En nuestro país comienzan a tener auge los estudios de percepciones sociales de los habitantes del medio rural sobre las cuestiones ambientales. La causa principal es el reconocer a estos habitantes como los principales usuarios y propietarios de los ambientes naturales. Se estima que unas 30 000 comunidades rurales manejan alrededor de 100 millones de hectáreas, que corresponden a 60% de las tierras agrícolas productivas, y que entre 7 000 y 9 000 comunidades manejan alrededor de 70% de los bosques mexicanos (Bray 1995). Las comunidades rurales, por lo tanto, constituyen un sector fundamental en la toma de decisiones sobre los bienes y servicios brindados por los ecosistemas. Sus visiones en torno a la naturaleza, la relación de los grupos humanos con ella y sus ideas sobre la conservación ambiental y el propio desarrollo rural constituyen temas centrales de investigaciones encaminadas a promover formas de manejo de ecosistemas que al mismo tiempo que mantengan su salud, procuren el bienestar de los grupos humanos (véase el capítulo 15 de este mismo volumen y el recuadro 18.3).

Un estudio pionero en nuestro país enfocado a las percepciones del ambiente en el medio rural es el de Arizpe *et al.* (1993), quienes documentaron los entendimientos y el sentir de los pobladores de la región conocida como Selva Lacandona sobre el problema de la deforestación. Su interés al indagar en las ideas y expectativas de los habitantes de esta región es contribuir a la construcción de prácticas culturales, éticas y políticas que permitan un tránsito hacia modelos de desarrollo sustentable. Los resultados obtenidos resaltan en primer lugar que la concepción acerca de la naturaleza se relaciona con las creencias religiosas. Con una concepción de origen divino, los

Recuadro 18.3 Agua y cultura en Mesoamérica

Patricia Ávila

Para los mesoamericanos, el agua era como un regalo y merecimiento de los dioses, con la cual habrían de vivir y fortalecerse; su naturaleza divina le confería cualidades para hacer milagros y ayudaba a limpiar y resplandecer el corazón de la gente. La disponibilidad de agua en el territorio contribuyó al surgimiento de comunidades y pueblos, ya que se ubicaron siguiendo el patrón monte-agua, es decir, al pie de los cerros donde afloraban los manantiales y se formaban los ríos y lagos; la conservación y adecuado manejo del agua y los bosques posibilitó el desarrollo de las comunidades y sociedades hidráulicas.

El agua era considerada un bien común, de acceso libre y gratuito para los pobladores o miembros de la comunidad; la adopción de regulaciones sociales, tecnologías y prácticas colectivas eran necesarias para garantizar un adecuado aprovechamiento. La gratuidad del agua estaba asociada con su naturaleza divina, al ser un regalo de los dioses. De manera particular, en el valle de México, el agua desempeñó un papel esencial en la cosmovisión mexica, ya que se expresaba en todos los planos de la vida material y espiritual. Sin agua, el maíz, tomate, calabaza, frijol y demás sustentos no podían germinar; la vida de los seres humanos, las plantas y animales, se acabaría.

Así, la importancia sociocultural del agua va más allá de ser un elemento vital, ya que sus significados y representaciones muestran una concepción mítica sobre el origen del mundo y la naturaleza humana. Y si bien tal percepción se ha ido recreando y transformando con el pasar del tiempo, se encuentra aún arraigada en los pueblos indígenas del México contemporáneo y "profundo". Para ejemplificarlo tenemos el caso de la Meseta Purépecha, una región indígena del occidente de México donde el recurso agua es muy limitado. Desde la cosmovisión purépecha, el agua tiene un origen sagrado y divino que se expresa en una diversidad de mitos, rituales y fiestas, así como de prácticas de uso y manejo eficiente, múltiple y diversificado del recurso. La comunidad e instituciones asociadas con la gestión del territorio son quienes definen las regulaciones sociales para garantizar un acceso equitativo del agua entre la población, ya que es reconocida como un bien social que es patrimonio de la colectividad.

campesinos indígenas y mestizos utilizan los términos "tierra", "mundo" o "todo" para nombrar el entorno natural del que forman parte. El uso de los términos naturaleza o medio ambiente se asocia más con la escolaridad. Al preguntar a una mujer campesina por el significado del término naturaleza, su respuesta fue "Yo no sé qué cosa es eso, yo no estudié" (p. 96). Respecto a las formas de utilización de los recursos naturales, los resultados de ese estudio señalan la existencia de tres grupos entre aquellos que aceptan un origen religioso del mundo. Primero están los que expresan que la naturaleza fue creada para su utilización por los humanos; después hay quienes justifican su destrucción debido a las necesidades económicas de los pobladores, y un tercer grupo, menor que los anteriores, que reconoce la importancia de conservar los sistemas naturales. En el sector urbano, entre habitantes de Palenque, las autoras encontraron concepciones no religiosas en las cuales se reconoce la dependencia de los humanos respecto a los recursos naturales y se muestra preocupación por las consecuencias del uso no racional, atribuyendo esto a la falta de conciencia de los ciudadanos. Otro resultado interesante son las diferencias entre indígenas y mestizos en cuanto a las prácticas que realizan. Se menciona también que en los poblados indígenas los habitantes conservan en mayor grado árboles y vegetación en general, y utilizan más plantas medicinales y frutos naturales de la selva. En contraste, en los ejidos con población mestiza que han migrado de otras regiones del país, la vegetación ha sido arrasada y los habitantes expresan el deseo de urbanizar lo más pronto posible. Finalmente, y en relación con el problema de la deforestación, se reporta que entre los peligros que la gente expresa, solo 7% de los 432 entrevistados reconoció la deforestación. Otras causas son citadas como más importantes: la guerra (24%), la pobreza (14%), la contaminación (8%), las actitudes de la gente (8%) y las enfermedades (8%). Cabe señalar que la encuesta se llevó a cabo a finales de 1990, cuando la guerra en el Medio Oriente era inminente. Resalta la preocupación por la pobreza en relación con la falta de tierras, de trabajo y de apoyos gubernamentales. Respecto a la contaminación, se habla principalmente de contaminación del aire y las autoras señalan la gran influencia que tiene la información difundida por la televisión sobre la contaminación en la Ciudad de México. Solo en dos comunidades, Pico de Oro y Reforma Agraria, reconocidas entre las primeras de las migraciones a la región lacandona durante la década de 1980, se encontró que para sus habitantes la deforestación era un problema prioritario. En estas comunidades se reconoció que mediante programas gubernamentales, los habitantes cuentan con mayor información y han adquirido conciencia sobre las implicaciones tanto de carácter ecológico (falta de lluvia, ausencia de poblaciones animales) como sociales (peligros para los campesinos, falta de opciones productivas) de este fenómeno.

Otro trabajo importante en este tema es el realizado por Lazos y Paré (2000) sobre las percepciones de los indígenas nahuas del sur de Veracruz sobre el deterioro ambiental de la Sierra de Santa Marta. Partiendo de que para planear e implementar políticas y acciones tendientes a solucionar los problemas ambientales es necesario conocer cómo los grupos sociales perciben las transformaciones en un territorio particular, este trabajo recoge las perspectivas de indígenas habitantes de los municipios de Pajapan, Tatahuicapan y Mecayapan. Con una metodología de investigación cualitativa, las autoras intentan comprender los significados que los habitantes indígenas dan al deterioro ambiental. Realizaron 156 entrevistas (70 campesinos y campesinas; 30 productores que fungen como pastores de distintas denominaciones religiosas; 29 autoridades en las tres cabeceras municipales; 14 maestros de primaria y secundaria, y 13 estudiantes). Respecto al deterioro ambiental, en el estudio se registran percepciones que no son homogéneas: por un lado, los ancianos cuentan que en el pasado "todo era monte" y después la selva se fue alejando y las milpas quedaron cerca, "la montaña quedaba siempre más lejos" (p. 103). La transformación en parcelas de manera desordenada, en función de los intereses económicos de actores externos a las comunidades indígenas, se reconoce como causa importante que llevó a la severa transformación de grandes porciones de selva. Para los campesinos adultos, no obstante, esta transformación se ve como necesaria para la subsistencia y progreso de los pueblos. El reconocimiento del deterioro como tal se expresa más que nada en la pérdida de recursos y la existencia de un paisaje triste y una tierra cansada y agotada. Se distinguieron tres grupos respecto a sus percepciones sobre el deterioro; un primer grupo está compuesto principalmente de personas mayores y mujeres jóvenes que no reconocen el deterioro como tal. La explicación de los ancianos es que las plantas y los animales que antes cubrían la mayor parte del territorio, ahora se han refugiado en los cerros. Piensan que el proceso es reversible y que se dará cuando los humanos aprendan a respetar el monte. El caso de las mujeres jóvenes se explica por su desconocimiento de la selva; ninguna de las entrevistadas expresó haber visitado la selva. En un segundo grupo se encuentran hombres y mujeres

adultos, así como una porción de ancianos, ancianas y jóvenes de ambos sexos; aunque este grupo reconoce un proceso de deterioro, considera que la selva tiene sus propios procesos de regeneración natural. Como parte de su práctica campesina, son testigos del establecimiento de milpas y del resurgimiento de la vegetación durante los ciclos de descanso. Un tercer grupo, formado en su mayoría por hombres y mujeres adultos y una buena proporción de jóvenes, reconoce con más detalle problemas de deterioro como la contaminación y la disminución del caudal de los ríos, la pérdida de la fertilidad del suelo, la erosión, los cambios en las lluvias y la pérdida de fauna. Relacionan estos efectos con la acción humana y encuentran en las actividades de otros las causas de sus propias pérdidas. Por ejemplo, los pescadores reconocen mayormente la contaminación de los ríos y la atribuyen a que los ganaderos y los milperos vierten los residuos de los plaguicidas en los cuerpos de agua. Los milperos, a su vez, culpan a los motosierristas de la deforestación. Entre los resultados de este trabajo destaca también la identificación de mecanismos de regulación del aprovechamiento de los recursos obtenidos de la selva mediante lo que se denomina "el imaginario colectivo". Esto es, son los dioses de la tierra, de las aguas y de los montes, los responsables de velar por el buen uso de los recursos. Lo que reconocen los indígenas es que mientras ellos respeten ciertas reglas, los dioses les seguirán procurando fauna y flora para su sustento.

Existen varios trabajos en relación con la conservación y los esfuerzos que, desde distintos ámbitos, se hacen para proteger áreas naturales. Para la misma Sierra de Santa Marta, que forma parte de la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas, Durand (2002) analizó las perspectivas de los habitantes de una comunidad en cuanto a su valoración de la selva, los beneficios obtenidos de la conservación y de la propia reserva, y sobre los proyectos de conservación y desarrollo impulsados por distintos organismos. Sobre la selva, los resultados indican que en la actualidad los mitos indígenas, la religión, los discursos ambientalistas y las experiencias personales se mezclan y forman concepciones diversas. Se identifica al hombre como más poderoso que la naturaleza por actividades como la cacería, y se encuentra subordinado a ella cuando alguien se enferma. La selva se reconoce también como fuente de importantes recursos como leña, madera, plantas y animales. Respecto a la presencia de la reserva de la biosfera, los 19 ejidatarios entrevistados sabían de su existencia aunque no pudieron explicar sus objetivos. Finalmente, respecto a los proyectos de conservación y desarrollo que se han impulsado en la región, se encontró que los pobladores con más años viviendo en la región y aquellos con mayor número de dependientes económicos son más participativos. Otro estudio sobre las percepciones en materia de conservación es el realizado por Kaus (1993), que examina el caso de la Reserva de la Biosfera de Mapimí en Durango. Esta autora recoge las distintas percepciones de los diferentes actores relacionados con el área, e incluye, por ejemplo, las dificultades para comunicarse entre los científicos que realizan investigación en el área quienes describen el paisaje de manera diferente (p. ej., unidades con base en características geomorfológicos y de comunidades de plantas) y los campesinos locales (que dividen el paisaje de acuerdo con parcelas productivas y fuentes de abastecimiento de agua, por ejemplo). Estudios similares son los realizados en la zona aledaña a la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, ubicada en la costa de Jalisco (Castillo *et al.* 2005). Aunque dentro de esta reserva no se encuentran asentamientos humanos, en su zona aledaña existen comunidades ejidales (70% del territorio municipal son ejidos) y de avecindados, así como pequeñas propiedades y una industria turística para visitantes de alto nivel económico. Con base en el reconocimiento de los ejidatarios como uno de los principales grupos que toman decisiones en esta región, se han realizado trabajos encaminados a conocer sus ideas sobre la selva tropical seca, su transformación para llevar a cabo actividades agropecuarias y su conservación. Los resultados que se presentan se basan en alrededor de 180 entrevistas realizadas con habitantes rurales; resalta que para los productores rurales, las tierras que el gobierno les repartió al crearse los ejidos durante los años sesenta y setenta se conciben para la producción agropecuaria y la idea de dejar terrenos sin transformar (con fines de conservación) se ve como una decisión ajena a los intereses de los campesinos: "la gente no tiene recursos para abrirse camino que no sea otro más que empastar,[1] el que lo conserva es por gusto o por flojera, la idea de ser ejidatario es tumbar y empastar" (Magaña 2003). La presencia de la reserva de la biosfera, cuyas tierras son propiedad de la UNAM (Estación de Biología Chamela) y de una organización de carácter privado (Fundación Ecológica de Cuixmala), no se ve como algo que brinde beneficios a las poblaciones locales. Se acepta que si los dueños pueden "darse el lujo" de no desmontar, es decisión de ellos. La misión de la reserva no se entiende con claridad y sobre los trabajos de investigación que se realizan [el sitio se identifica como uno de los más estudiados de la región tropical americana (Noguera *et al.* 2002)], la gente expre-

sa que a los científicos solo les interesa "sacar información para ellos, para sus trabajos" y que "no hay interés de hacer estudios aplicados" o "cosas que sean útiles" (Pujadas 2003). No obstante, los ejidatarios y sus esposas reconocen que la presencia de vegetación y áreas naturales brinda a los grupos humanos satisfactores como sombra y un clima fresco; espacios de recreación a la orilla de ríos y esteros, o el acceso a productos como leña, plantas medicinales, animales para caza o materiales de construcción como hojas de palmas para techos. La apreciación escénica es también importante para los pobladores locales: "se ve bonito cuando uno va al cerro y ve los pajaritos que están cantando y para alegrar" (Martínez 2003). A pesar de que los pobladores detectan procesos que se pueden asociar al deterioro ecológico como la disminución en los "animales del cerro", la disponibilidad de materiales para construcción y leña o la presencia de enfermedades para el ganado, los pobladores no expresan una necesidad de restaurar los sitios degradados y restablecer la provisión de servicios ecosistémicos. En esta región del trópico seco en donde existe una gran variabilidad interanual en la precipitación, la falta de lluvia se identifica como el principal factor que explica problemas como la reducción en la productividad de los pastos para la cría de ganado y la disminución en la oferta de productos del monte como la leña o los animales para cacería (Cordero 2005). En relación con el turismo, los administradores de establecimientos turísticos (22 unidades) dicen conocer de la existencia de la reserva y la estación de investigación, por los letreros que se encuentran a la orilla de la carretera. Aunque se identifica su función en cuanto a la protección de la vida silvestre y se reconoce un potencial para el desarrollo de actividades de ecoturismo, se critica el aislamiento de estas instituciones y la casi nula interacción con el sector turístico (Godínez 2003). Finalmente, en un estudio sobre las actitudes y percepciones de niños y niñas de 12 comunidades aledañas a la reserva de la biosfera se encontró que estos conocen más sobre la fauna que sobre la flora del bosque tropical seco y, o desconocen en general la existencia de la reserva o la distancia de las comunidades a la reserva no influye en estos conocimientos (Amante 2006).

Con una perspectiva similar de documentar las distintas concepciones existentes en torno a un área protegida, Fraga (2006) analizó, con un enfoque etnográfico, las relaciones entre los discursos de los administradores de la Reserva de la Biosfera Ría Lagartos en Yucatán, y los de los habitantes locales. Reconoció que a pesar de que esta reserva tiene más de 20 años de existir, ha sido solo durante los últimos seis años cuando se ha intentado integrar a las poblaciones locales en su conservación. Resaltó, asimismo, que existe una oposición entre el "concepto moderno de conservación" (vinculado con la ciencia occidental) y la "conservación tradicional", como una acción de habitantes locales (pescadores), que han establecido reservas marinas como áreas reservadas para "los malos tiempos" para lidiar con la disminución en la captura de peces.

La importancia de estos trabajos radica en la ilustración de las diferentes perspectivas que en torno a los problemas ambientales y la conservación tienen distintos grupos sociales. Se evidencia que los habitantes del medio rural, principalmente los indígenas, como usuarios directos de los servicios ecosistémicos, valoran significativamente los sistemas naturales y tienen percepciones favorables a la conservación y el manejo sustentable de los recursos naturales (véase el recuadro 18.4). Asimismo, resaltan las diferencias entre los sectores sociales en cuanto al entendimiento de los problemas y la identificación de responsabilidades.

Recuadro 18.4 Visión, conocimiento y uso de la biodiversidad entre los mayas de Yucatán

Víctor M. Toledo • Narciso Barrera-Bassols

La población de las culturas indígenas del mundo, se estima en cerca de 700 millones. Los pueblos indígenas de Yucatán, uno de los laboratorios bioculturales más fascinantes del mundo, en virtud de sus particulares porciones de mayor biodiversidad del planeta, mantienen una relación sagrada con el mundo de la naturaleza (Toledo 2001). Esta relación se encuentra íntimamente ligada tanto con sus formas de conocimiento como con sus prácticas, usos y manejos. Durante las últimas décadas ha habido una proliferación de estudios sobre este tema en Mesoamérica. Uno de los ejemplos mejor documentados es el de los mayas que habitan la Península con sus condiciones biológicas, geológicas, físicas y meteorológicas y de la muy antigua existencia de una cultura que ha sabido reconocer y aprovechar la biodiversidad

regional y de coexistir con ella. Cuatro rasgos distinguen a esa región donde han ocurrido y siguen ocurriendo procesos socioambientales de gran trascendencia: *a*] su topografía plana, carente de elevaciones, sin recursos de agua superficiales en su porción norte, y con abundancia de humedales en su porción central y sur, cubierta por diferentes tipos de selvas tropicales, con una marcada estacionalidad en la precipitación y suelos calizos, delgados y pedregosos; *b*] la enorme antigüedad de la presencia humana, estimada en más de 5 000 años; *c*] la existencia de un proceso civilizatorio de muy larga duración representado por el devenir de la cultura maya, cuyo más antiguo registro se remonta 3 000 años atrás, además de procesos más particulares como son la domesticación o el uso de especies domesticadas fuera de la región desde hace unos 5 400 años, y *d*] los altos niveles de heterogeneidad ambiental o paisajística, que se expresa en la vigencia de una moderada diversidad biológica, no obstante ser un territorio habitado durante miles de años, en ocasiones bajo patrones de alta densidad de población humana.

Estas características ecológicas y culturales han dado lugar a innumerables controversias en torno a la larga permanencia de la cultura maya en un entorno ambiental pleno de dificultades y restricciones, pues a los suelos poco aptos para la producción agrícola y las limitadas ofertas de agua deben agregarse dos factores más que incrementan el riesgo: los incendios forestales recurrentes, especialmente en su porción caribeña, y la alta frecuencia de huracanes. El "misterio maya", expresado en la pregunta ¿cómo una cultura de 3 000 años de antigüedad ha logrado permanecer en condiciones geofísicas y climáticas tan poco favorables?, ha motivado centenas de artículos y decenas de libros escritos desde la arqueología, la paleoecología, la geografía física y cultural, la etnohistoria y la ecología humana (Toledo 2005b). Si algo puede derivarse de esta secuencia de contribuciones, es que una posible explicación recae en la habilidad de la cultura maya para conocer, utilizar y manejar la biodiversidad local y regional, y para crear espacios productivos marcados por mosaicos diversificados de paisajes. Esta idea, que fue originalmente postulada en un artículo pionero por Barrera, Gómez-Pompa y Vázquez-Yanes (1977), ha venido confirmándose tanto por estudios sobre el pasado maya como por investigaciones sobre las comunidades actuales.

El análisis de los mayas yucatecos contemporáneos, realizado por los autores desde una perspectiva etnoecológica, encuentra en dos rasgos de la cultura maya dos mecanismos esenciales de resiliencia socioambiental: el concepto sagrado de salud (o de equilibrio), sobre el que descansa buena parte de su cosmovisión, aplicado transescalarmente desde el propio cuerpo humano y la casa, hasta el huerto, la parcela y el mundo entero (Fig. 1), y la estrategia maya de uso múltiple que privilegia a escala del hogar el aprovechamiento de toda una gama de recursos naturales (variedades, especies, vegetaciones y paisajes), tanto para fines de subsistencia como para su intercambio económico (Fig. 2). En ambos casos, emerge un panorama donde cultura y biodiversidad coexisten como dos entidades interdependientes. En el primer caso porque la visión sagrada de la naturaleza y de las especies, que deifica y reconoce en plantas, animales y hongos conjuntos de

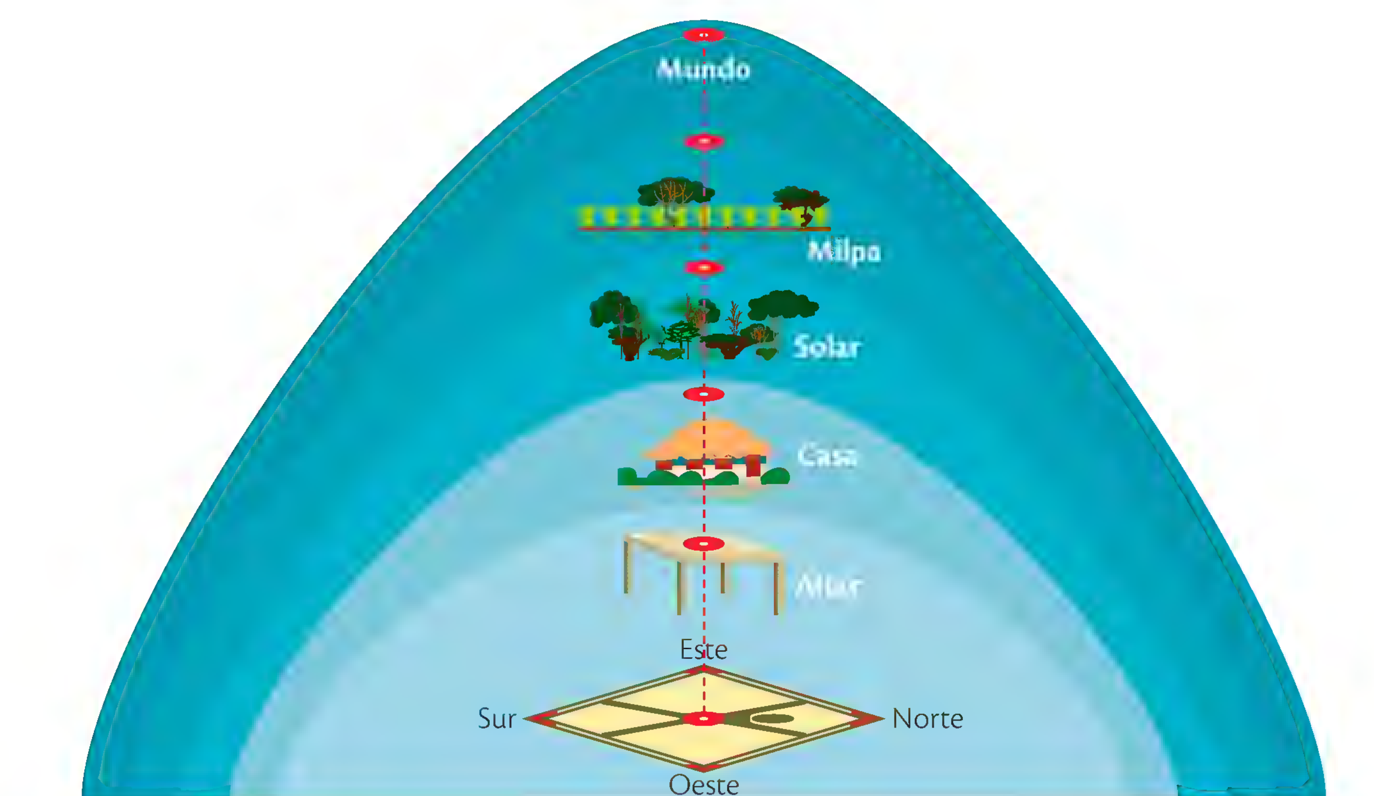


Figura 1 Cosmovisión de los mayas yucatecos.

Recuadro 18.4 [*concluye*]

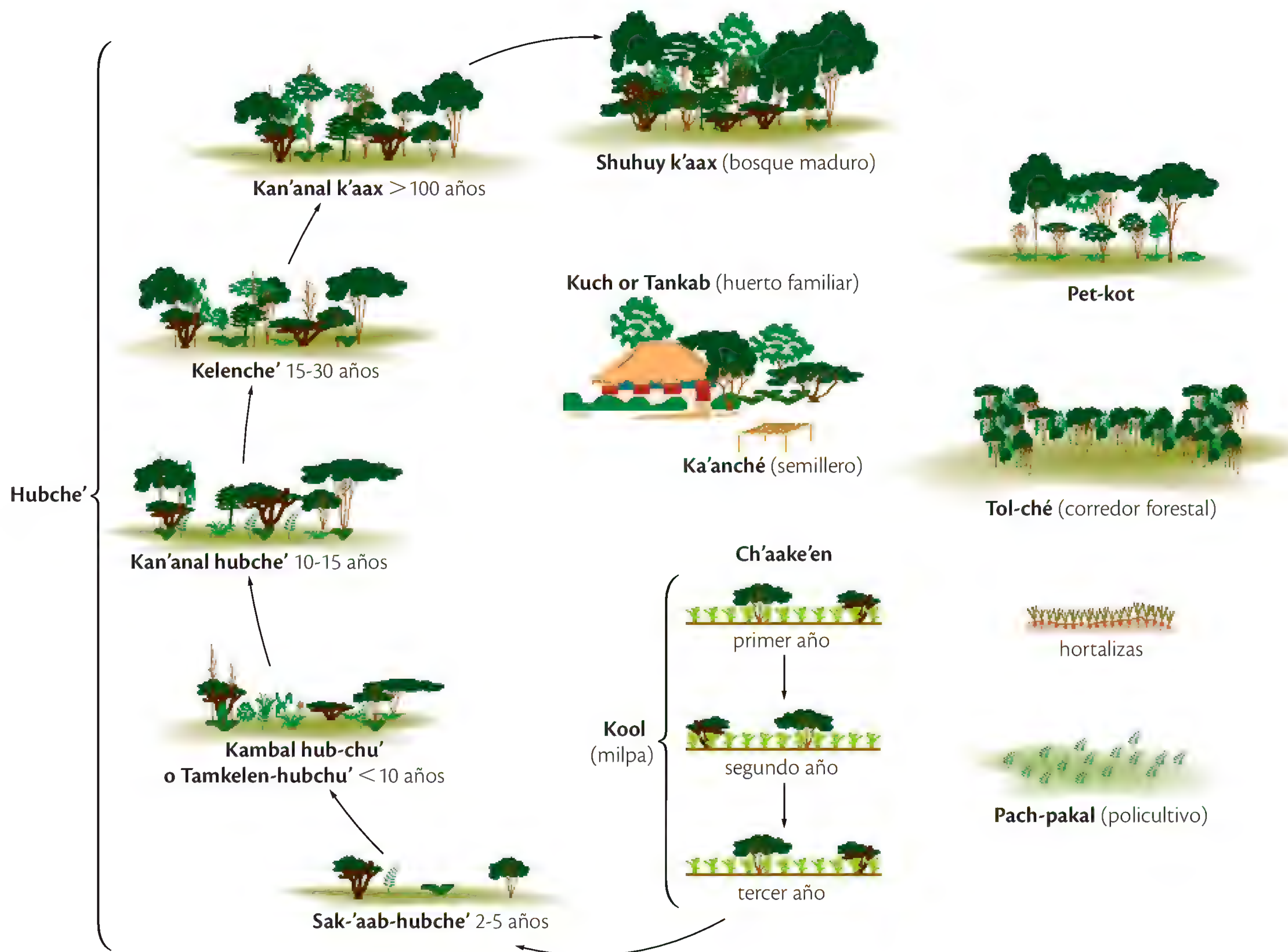


Figura 2 Estrategia de uso múltiple de los mayas yucatecos.

deidades con las cuales hay que dialogar durante el acto de apropiación (intercambio simbólico), les dota de una cierta "racionalidad" conservacionista, que explica en parte la permanencia de la biodiversidad no obstante la larga ocupación humana. En el segundo caso porque revela tanto la importancia de los detallados conocimientos tradicionales o locales sobre el universo natural como el armazón de resistencia que significa sobrevivir a partir de innumerables especies.

La variedad en la vegetación explica la riqueza florística: de 2 400 a 3 000 especies de plantas en la totalidad de la Península, de las cuales unas 2 200-2 400 se restringen a la porción mexicana; y esta diversidad florística de la región se ve reflejada en el detallado conocimiento maya de las plantas. Estudios etnobotánicos a nivel de comunidad reportan conocimientos locales para 920 (Cobá) y 826 (Chunhuhub) taxa o "morfoespecies" (Anderson 2005). Un diccionario regional etnobotánico elaborado por Arellano-Rodríguez *et al.* (1992) documentó nombres y usos mayas para una lista de 2 166 especies, y S. Flores reportó nombres locales para 88% de las 260 especies de leguminosas, que es la familia mejor representada en la Península. Una investigación realizada por Ramírez-Barajas *et al.* (2001), a escala comunitaria (Petcacab, Quintana Roo), develó el uso de 383 especies de animales y plantas, en tanto que el detallado estudio de una milpa maya realizado por Terán *et al.* (1998) arrojó un total de casi 50 especies y variedades además del maíz. Cifras igualmente elevadas se observan en los huertos familiares (200 a 400 especies útiles) y en las actividades de recolección y extracción forestal.

18.2.2 La percepción urbana sobre la relación sociedad-naturaleza y la conservación

En esta sección se hace una breve descripción de algunos resultados de investigación referidos a las percepciones acerca de la relación entre los seres humanos y la naturaleza, así como sobre las preferencias por la diversidad biofísica y social del entorno en el que viven algunos mexicanos de zonas urbanas. Nos referimos, asimismo, a otros tipos de percepciones ambientales que afectan la conducta de estas personas.

En el ámbito mundial, la relación ser humano-naturaleza ha pasado de ser concebida desde una perspectiva eminentemente ecológica, como en las sociedades preagrícolas, a una de corte antropocéntrico que fue, hasta hace poco tiempo, característica de las sociedades occidentales industrializadas. La *visión antropocéntrica* concibe a los humanos como seres excepcionales, no sujetos a las leyes biológicas que rigen los ecosistemas naturales. También los asume como seres capaces de modificar el entorno a su libre albedrío con el fin de obtener provecho de los recursos que este les brinda, aunque con esto se incurra en la sobreexplotación de esos recursos, los cuales se contemplan como ilimitados (Dunlap *et al.* 2000). De manera alternativa, la *visión ecocéntrica* (más enfocada en el valor de los ecosistemas) concibe al ser humano como un componente más de la naturaleza, sujeto a sus leyes; le otorga valor intrínseco a todas las especies vivas y a los constituyentes inertes de la naturaleza, y reclama un control de las actividades humanas con el fin de evitar una disrupción en los ecosistemas del planeta. Para medir estas dos visiones del mundo se desarrolló en Estados Unidos una escala denominada Nuevo Paradigma Ambiental (Dunlap y Van Liere 1978), la cual se ha aplicado de manera intensiva en diferentes lugares del mundo. Este instrumento consiste en una serie de enunciados escritos (una parte de ellos ecocéntricos y el resto antropocéntricos) ante los cuales las personas manifiestan su grado de acuerdo. Al aplicar esta escala en México, algunos estudios en poblaciones urbanas han encontrado niveles de acuerdo con la visión ecocéntrica, que sobrepasan a los de la visión antropocéntrica (*i.e.*, Corral-Verdugo *et al.* 1997; Corral-Verdugo y Armendáriz 2000), lo cual parece indicar que entre la población mexicana se acepta más una visión ecológica que una de predominio humano sobre la naturaleza. Al comparar estos resultados con los de países como Estados Unidos, Japón, y Perú, se han obtenido puntajes mayores de aceptación de la visión ecocéntrica en las muestras mexicanas, aunque las diferencias en puntajes entre los cuatro países no son muy grandes (Bechtel *et al.* 2006).

En donde sí se han encontrado notorias diferencias es en la manera de relacionar las creencias ecocéntricas con las antropocéntricas. En las sociedades industrializadas de Norteamérica y Europa se tiende a hacer antagónicas estas dos visiones, es decir la población se adscribe a la percepción antropocéntrica o acepta la ecocéntrica, pero no las dos de manera simultánea (Bechtel *et al.* 1999). Sin embargo, en investigaciones tanto con muestras de estudiantes como de la población general de ciudades del norte de México (Hermosillo y Ciudad Obregón), se ha reportado que las personas no ven una contradicción entre aceptar el ecocentrismo y el antropocentrismo a la vez (Corral-Verdugo y Armendáriz 2000; Bechtel *et al.* 2006). Aunque las personas son capaces de distinguir entre ambas visiones, y encontrarlas con identidad propia, aparentemente no perciben un conflicto entre el reconocimiento del valor intrínseco de la naturaleza, mostrar preocupación por su deterioro y, a la vez, reconocer la excepcionalidad del ser humano y su derecho de hacer uso de los recursos naturales. De acuerdo con Corral-Verdugo y Armendáriz (2000), esta forma de percibir las relaciones ser humano-naturaleza responde a su carácter holístico (contraria al pensamiento dualista de las sociedades occidentales), caracteriza a las comunidades tradicionales no industrializadas, y se acerca más a una visión de búsqueda por un desarrollo sustentable. Este tipo de desarrollo implica un estilo de vida que, siendo responsable con los sistemas naturales (reflejo del ecocentrismo), busca resolver las necesidades humanas actuales y futuras (reflejo del antropocentrismo). En este sentido, cabe preguntarse si una mayor exposición al tratamiento de los temas ambientales de los mexicanos de ciudades del norte del país se traduce en acciones de protección del ambiente. En los estudios mencionados, las correlaciones entre las creencias ecocéntricas y el número de acciones de cuidado ambiental resultan ser de moderadas a leves (Corral-Verdugo y Armendáriz 2000; Corral-Verdugo *et al.* 2003), lo cual implica que se requiere algo más que cambiar la estructura de las percepciones ambientales para procurar una acción de carácter sustentable.

Otra área de estudio que se ha iniciado recientemente tiene que ver con la afinidad que muestran las personas respecto a la diversidad física, biológica y social de su entorno. Esta afinidad se define como una preferencia por la existencia de diferencias en el entorno sociofísico, y se manifiesta en el gusto por diferentes climas, geografías y paisajes, así como por la diversidad de especies ani-

males y vegetales, en la parte fisicobiológica. En la parte social, se manifiesta también como una aceptación por la diversidad de religiones, orientaciones políticas, edades, géneros y orientaciones sexuales, entre otros. Una investigación realizada con una muestra representativa de la población general en la ciudad de Hermosillo (Corral-Verdugo *et al.* 2006) reveló que, en términos de aprecio por la diversidad social, las personas investigadas aprecian más la diversidad racial y socioeconómica, y menos las diferencias en orientaciones políticas, religiosas o sexuales. Con respecto a la diversidad física y biológica en el entorno, las preferencias mayores se manifestaron por la variedad en flora y fauna, y menos por la diversidad climática y de hábitats para vivir. El estudio también reveló que las personas con mayor afinidad hacia la diversidad tienden moderadamente a ser más cuidadosas con los recursos naturales. También tienden a ser menos intolerantes con las ideas, características personales y prácticas culturales de otros individuos.

Otros tipos de percepciones ambientales tienen, asimismo, un efecto significativo en la conducta ambiental de habitantes en ciudades mexicanas. Si las personas en zonas urbanas se dan cuenta de que otros desperdician recursos naturales como el agua, disminuyen su motivación por ahorrar este recurso y, consecuentemente, tienden también a desperdiciarlo (Corral-Verdugo *et al.* 2002). Las creencias en la obligación de cuidar el agua, así como la percepción sobre los riesgos para la salud que implica el no cuidar este recurso (falta de higiene, deshidratación, enfermedades en general), fueron situaciones que predijeron el cuidado del agua en una investigación con habitantes de la Ciudad de México (Bustos *et al.* 2004). En otro estudio, desarrollado en dos ciudades del estado de Sonora, se encontró que el creer en la necesidad de castigar prácticas antiambientales afecta positivamente el esfuerzo de conservación ambiental. Lo anterior se manifestó como actitudes favorables a la necesidad de aplicar sanciones por parte de las autoridades, a las personas que desperdician recursos naturales. Además, mientras más acentuada fue esta actitud, mayor fue el compromiso personal que los participantes en el estudio manifestaron para cuidar estos recursos (Corral-Verdugo y Frías-Armenta 2006). Cabe señalar, finalmente, que se requieren muchos más estudios a nivel regional o del país, para asegurar la representatividad de las muestras y de los resultados obtenidos. Hasta ahora solo es posible caracterizar las muestras estudiadas como grupos con mayor orientación ecocéntrica que antropocéntrica. Los mexicanos investigados tienden a mostrar visiones holísticas del entorno natural, de acuerdo con las cuales la preocupación por el ambiente no está reñida con el deseo de disfrutar los recursos naturales. Su afinidad por la diversidad los lleva a cuidar el entorno físico y social, quizá porque la diversidad es una condición esencial de cualquier sistema ecológico; además, sus creencias y percepciones orientan de manera significativa su comportamiento. Las creencias ambientales, sean eco o antropocéntricas, así como las percepciones acerca de la conducta anti o proambiental de otros y las preferencias por la diversidad se constituyen en influencias directas de las conductas proecológicas de los ciudadanos estudiados (véase el recuadro 18.5).

Se debe resaltar la importancia de llevar a cabo más estudios sobre las percepciones de otros grupos sociales en nuestro país. Sectores como los funcionarios públicos de distintas ramas, incluida la ambiental, los grupos empresariales, el sector obrero e incluso grupos como los militares podrían ser sujetos de gran interés para la investigación sobre percepciones ambientales.

18.3 La toma de conciencia sobre la problemática ambiental y la importancia de la conservación

La comprensión que tenemos del papel que desempeñan las sociedades humanas en el funcionamiento de la biosfera y la problemática ambiental modela en gran medida nuestra relación con la naturaleza. Ante la gravedad de la crisis ambiental en sus dimensiones local, regional y global, desde hace más de tres décadas han cobrado fuerza movimientos sociales encaminados a la toma de conciencia sobre la situación tanto de los sistemas que sustentan el fenómeno de la vida sobre el planeta, como sobre los problemas que enfrentamos los seres humanos, toda vez que nuestro bienestar depende en gran medida de los bienes y servicios brindados por los ecosistemas. Del mismo modo, la educación ambiental se ha constituido en un campo de acción que ha sido reconocido como proveedor de información y capacitación para la adquisición de capacidades, a la vez que como promotor de valores, actitudes y conductas favorables hacia el entorno natural y social de los grupos humanos (González 1996).

La constitución de los rasgos dominantes de la educación ambiental en el mundo puede localizarse en los enfoques y propuestas realizadas desde los países industrializados, que a su vez fueron promovidos por organismos multinacionales como la UNESCO. No obstante, en México y en otras partes de América Latina, debido a su tardía

Recuadro 18.5 Percepciones de mujeres del medio urbano en torno al ambiente

Haydea Izazola

La Ciudad de México representa un ejemplo emblemático de la crisis ambiental urbana de la actualidad, aunque desde su fundación los asentamientos humanos impusieron severas cargas al ecosistema (Ezcurra 1992, 2000). La transformación del sistema de lagos, a lo largo de 400 años, en una mancha urbana de una superficie similar (1 500 km^2) es uno de los cambios ambientales más radicales registrados en la historia del país, y quizá del planeta.

A partir de la década de 1970 empiezan a manifestarse los efectos ambientales de la urbanización e industrialización aceleradas, y a mediados de 1980 se inicia la medición y el monitoreo de la calidad del aire de manera sistemática. Desde 1990 se comienzan a diseñar programas para enfrentar el problema de la contaminación atmosférica que alcanza niveles alarmantes en 1991 y 1992. Si bien estos programas han contribuido a superar las contingencias ambientales pasadas, han resultado ser insuficientes dada la magnitud del problema (Molina y Molina 2005). En 1992, se celebra la Conferencia de Naciones Unidas para el Desarrollo y el Medio Ambiente (Cumbre de Río); su amplia difusión en los medios masivos de comunicación contribuyó a una mayor toma de conciencia sobre la crisis ambiental en la capital de nuestro país.

Por otro lado, el censo de población de 1990 registró por primera vez en la historia reciente un saldo neto migratorio negativo en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, es decir emigró de ella más población que la que inmigró. Diversas razones explicaban este cambio en la dinámica migratoria; quizá la más novedosa —sustentada en los resultados de la Encuesta Nacional de Migración en Áreas Urbanas de 1986— atribuía la creciente emigración a las malas condiciones ambientales. De acuerdo con esta encuesta, una tercera parte de los habitantes de esa zona manifestó su deseo de cambiar de residencia, dando como razones la vida agitada en la capital, la contaminación ambiental y la falta de seguridad pública (Partida 1994; Izazola y Marquette 1999).

Frente a estos hallazgos y a la preocupación generalizada por las condiciones ambientales de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, se llevó a cabo una investigación de corte cualitativo entre mujeres emigrantes de la capital en cinco ciudades medias del centro del país (Cuernavaca, Querétaro, Pachuca, Toluca y San Luis Potosí), quienes habían cambiado de residencia precisamente por esas malas condiciones ambientales. Las técnicas de investigación utilizadas fueron los grupos de enfoque y las entrevistas biográficas (Izazola y Marquette 1999). La principal pregunta que guió la investigación fue: ante una situación de deterioro ambiental tan grave como la registrada a finales de los ochenta y principios de los noventa en la capital del país, ¿cuáles son los factores que hacen que algunos miembros de la población tomen la decisión de emigrar mientras otros permanecen en la ciudad?

Las participantes en la investigación fueron contactadas por medio de la técnica de la bola de nieve y en su mayoría se trataba de mujeres pertenecientes a familias en fases iniciales del ciclo vital familiar —recién casadas o con hijos pequeños. Contaban con una escolaridad universitaria, sus ingresos familiares eran muy superiores a la media nacional, y habían sido las iniciadoras del proceso de toma de decisión de emigrar de la capital. A partir de las discusiones individuales y grupales, pudimos interpretar que su decisión migratoria estuvo definida por sus percepciones ambientales de la Ciudad de México, vinculadas con determinaciones de género. Entre los factores que las llevaron a tomar la decisión de cambiar su lugar de residencia, se encuentran:

1] Demográficos: al encontrarse en fases iniciales del ciclo vital familiar fueron más sensibles a la influencia de la mala calidad del aire en la salud de los miembros más vulnerables (niños pequeños y mujeres embarazadas).
2] Socioculturales: la escolaridad avanzada las hizo más sensibles a la información que se transmitía en los principales medios de comunicación sobre la mala calidad del aire y la relación con los episodios de enfermedad de sus hijos. Dadas sus relaciones de pareja equitativas promovieron y convencieron a sus cónyuges de la conveniencia de emigrar.
3] Económicos: su pertenencia a familias de clase media alta les facilitaba tomar una decisión como la emigración, pues contaban con los recursos suficientes para realizar el cambio de residencia. Sus cónyuges pudieron insertarse en el mercado laboral en las ciudades de destino con relativa facilidad, y la mayoría de ellas retomaron papeles tradicionales de género, a pesar de haber sido profesionistas exitosas antes de emigrar.

El caso presentado es solo uno entre la gran multiplicidad de situaciones. La mayor parte de la población de la Ciudad de México carece de los medios necesarios para solucionar la exposición al deterioro ambiental mediante la emigración, y muy probablemente no se cuestione la adversidad ambiental, frente a las oportunidades económicas y culturales que ofrece la capital para los diversos grupos demográficos y socioeconómicos.

aparición y precaria institucionalización, la educación ambiental se ha desarrollado con un enfoque más político sustentado en las grandes diferencias socioeconómicas entre países, así como entre los distintos grupos de la sociedad mexicana, vinculándose por ello a tradiciones educativas de corte liberal o emancipador (Gadotti y Torres 1993; Esteva 1997; González Gaudiano 1999). Un educador cuya influencia ha sido esencial en la región es, sin lugar a dudas, Paulo Freire. Su planteamiento central ha sido cuestionar el modelo dominante de desarrollo e identificar los espacios mediante los cuales la educación ambiental puede contribuir a promover una transformación social que, a la vez que permita el mantenimiento de los sistemas ecológicos, atienda los problemas asociados con la pobreza y asegure una mejor calidad de vida para la mayoría de la población (Puiggrós 1993).

18.3.1 La educación ambiental no formal en el ámbito urbano

La educación ambiental en las áreas urbanas representó, desde principios de la década de los años ochenta, el espacio de actuación más visible en nuestro país. Quizá debido a la mayor facilidad de cobertura de los medios de comunicación, la población comenzó a desarrollar —derivada principalmente de los ingentes problemas de contaminación atmosférica, del volumen de generación de residuos sólidos, así como por la disposición y distribución del agua en las grandes ciudades— una sensibilidad a los temas ambientales, con lo que la educación ambiental encontró un espacio más propicio para desarrollarse, aunque no había el apoyo institucional y financiero para ello. La mayor parte de las organizaciones de la sociedad civil que surgieron en esta década fueron precisamente de adscripción urbana, formadas por personas de clase media con estudios universitarios que comenzaron a organizarse para intervenir en las cuestiones de degradación de su calidad de vida.

A partir de la década de los años noventa, el tema se encuentra progresivamente mejor posicionado gracias al interés y acciones realizadas por los grupos civiles y, en los últimos años, también por los gobiernos locales, clubes sociales, instituciones educativas, grupos empresariales, comunidades eclesiásticas y, en menor medida, por los partidos políticos. Hay una mayor frecuencia de mensajes en los medios sobre los problemas ambientales, se han diversificado los agentes promotores y numerosas instituciones de cultura y recreación, como museos, zoológicos, acuarios, parques y centros recreativos, jardines botánicos y planetarios que ofrecen actividades de educación ambiental como parte de sus servicios (Cecadesu 2000). Destacan en estas tareas el Papalote Museo del Niño y el Universum Museo de las Ciencias de la UNAM, en el Distrito Federal; el Museo Descubre y Los Alamitos de Aguascalientes; el Museo del Desierto en Saltillo, Coahuila; el Zoológico de Zacango, Estado de México y el Acuario de Mazatlán, Sinaloa, entre muchos otros.

Es relativamente reciente la aparición de espacios para realizar actividades de ecoturismo de carácter ejidal y comunal que han incorporado un fuerte componente de educación ambiental (como el Parque Ejidal San Nicolás Totolapan, km 11.5, carretera panorámica Picacho-Ajusco), así como el surgimiento de centros específicamente dedicados a la educación ambiental que atienden solicitudes de escuelas públicas y privadas interesadas en estas temáticas (Fundación El Manantial, I.A.P.).

Todo ello ha contribuido a posicionar la educación como una valiosa herramienta en la construcción de relaciones más armónicas entre las sociedades humanas y su ambiente natural y “construido”, legitimando el campo de lo que hoy se reconoce como educación ambiental. La diversidad de proyectos que se desarrollan, los variados ámbitos en los que se lleva a cabo algún tipo de actividad, la proliferación de materiales y medios educativos, así como la multiplicidad de actores que la realizan e intervienen, convierten a la educación ambiental en un campo polifacético y multivariado que no es fácil de caracterizar. Sin embargo, los problemas más recurrentes son: *i*] procesos educativos circunscritos a temas ecológicos, en detrimento de un enfoque integral (Charles 1996); *ii*] enfoques que acentúan las soluciones prácticas o técnicas, sobre todo de carácter individual y aislado, empobreciendo el análisis de las causalidades múltiples y globales, y restándole peso a las soluciones por la vía de la organización social y en el marco de las políticas públicas (Luke 1997); *iii*] desarrollo de proyectos con un enfoque homogéneo sin relevantes novedades metodológicas y sin una visión estratégica que considere las responsabilidades diferenciadas en los problemas ambientales y los distintos perfiles culturales y económicos de los actores urbanos a los que se dirigen las acciones educativas (González Gaudiano 1998), y *iv*] escasa exploración de nuevas perspectivas pedagógicas que nutran el cuerpo conceptual y metodológico de la educación ambiental. Usualmente las medidas recomendadas son asumidas como acciones aisladas, puntuales, que se presumen como de responsabilidad individual y que, por lo mismo, aunque se lleven a cabo de manera masiva pero dispersa, no

logran afectar las causas y manifestaciones de los problemas en cuya mitigación y prevención se pretende influir.

18.3.2 La educación ambiental en el medio rural

En el medio rural la situación de la educación ambiental no formal es cualitativamente diferente a lo que ocurre en el medio urbano. En este, como decíamos, la temática ambiental se maneja de manera puntual e incluso independiente de otros asuntos de naturaleza social y económica. En aquel, los proyectos de educación ambiental se encuentran integrados a otros programas de mayor alcance, no solo en los de conservación, sino también en los de desarrollo comunitario (social, productivo, cultural, etc.). Esta situación conlleva mayores posibilidades no solo de dar continuidad a las acciones, sino de obtener mejores efectos en la modificación de hábitos y costumbres culturales y patrones productivos (véase el recuadro 18.6).

Un área especial dentro del campo de la educación ambiental en el medio rural es la relacionada con las actividades de manejo de los bienes y servicios brindados por los ecosistemas, es decir, con actividades como el ordenamiento territorial, el aprovechamiento de recursos naturales, la conservación y la restauración de ecosistemas (plantaciones forestales, recuperación de suelo, diversificación productiva, etc.). También hay proyectos de educación ambiental para la conservación de especies amenazadas o en peligro en las que, por su número, destacan los que se orientan a la protección de las tortugas marinas (Alba 2001), aunque también se abordan sobre algunas aves (Meléndez-Herrada *et al.* 1995; Mesa *et al.* 1997) y mamíferos (Navarro 2005; recuadro 18.7). De particular importancia son las intervenciones de educación ambiental dirigidas a promover un manejo sustentable de los ecosistemas (Dorado *et al.* 2002; García Campos *et al.* 2002). Desde las organizaciones civiles y las instituciones académicas, así como mediante programas gubernamentales, existen experiencias valiosas de grupos que trabajan en distintos ambientes naturales y en estrecha relación con los dueños y usuarios directos de los ecosistemas (Noriega 1996; García Campos 2002).

Algunas experiencias destacadas son las del Grupo Sierra Gorda, en Querétaro; el grupo Sendas en la Sierra de Santa Marta en Veracruz; los trabajos impulsados en la Sierra de Manantlán, Jalisco (Graf *et al.* 1995; Castillo *et al.* 2002); los de la Cuenca del Lago de Pátzcuaro, Michoacán, a cargo del Centro de Estudios Sociales y Ecológicos (CESE); los de Profauna, A.C., que realizan trabajo en la zona norte del país; los del Centro de Educación Ambiental e Investigación Sierra de Huatla, Morelos (Ceamish), y los promovidos por Pronatura Chiapas.

Aunque hemos mencionado importantes programas en áreas naturales protegidas (ANP), habría que decir también que la educación ambiental en estos espacios aún debe fortalecerse. No se cuenta todavía con una política firme sobre educación y comunicación en las ANP del país, por lo que las cosas suceden sin mucho orden y sin aprovechar el enorme potencial que poseen para estas acciones, pese a que una de las principales recomendaciones del V Congreso Mundial de Parques fue asumir el compromiso de utilizar la comunicación y la educación para mejorar y ampliar el apoyo a las áreas protegidas.

En algunas áreas naturales se han realizado proyectos interesantes con las escuelas de educación básica aledañas (Mapimí y Pantanos de Centla); otras tienen buenos programas hacia los visitantes (Izta-Popo y Monarca),

Recuadro 18.6 Ecoturismo y educación ambiental en la comunidad indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán

Faustino Velásquez

La comunidad indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro ha logrado por más de 22 años un manejo forestal exitoso de sus más de 18 000 hectáreas de bosques. La comunidad proporciona más de 900 empleos permanentes a sus comuneros; en 1984 recibió el Premio al Mérito Forestal y en 1988 adquirió el derecho a administrar y regular el manejo de sus bosques. En 1994 inició un programa de colaboración con un grupo de investigadores del entonces Centro de Ecología de la UNAM (hoy parte del Centro de Investigaciones en Ecosistemas), con la finalidad de realizar proyectos conjuntos orientados a diseñar un plan de desarrollo sustentable.

A solicitud de la comunidad se comenzó a trabajar en un proyecto de turismo ecológico que estuviera dentro del esquema de diversificación productiva comunal apoyado en los principios e intereses de la comunidad, que fuera manejado por los propios comuneros, y que promoviera la

Recuadro 18.6 [*concluye*]

conservación de la naturaleza. Una vez que la propuesta fue aprobada en 1997 por la asamblea general de comuneros, que es la máxima autoridad en nuestra comunidad, se procedió a realizar varias acciones. Inicialmente se invitó a los comuneros y a sus hijos a capacitarse como guías de turistas de la comunidad. Acudieron 38 personas, con las que se programó un curso básico de dos años, cuya coordinación estuvo a cargo del M. en C. Alejandro Torres García. La capacitación se dio sin ningún contratiempo y la concluyeron 12 personas, aunque solo dos se integraron de tiempo completo a trabajar en el proyecto, quedando a la fecha solo una mujer. En cuanto a infraestructura, se construyeron con recursos propios de la comunidad una primera cabaña familiar en 1992 y una segunda para grupos en 1999. Con apoyo del Fondo de América del Norte para la Cooperación Ambiental, en 2000 se construyó un módulo de letrinas secas y un sendero ecológico interpretativo. Entre 2002 y 2004, con el apoyo de la Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas y del Programa para el Desarrollo Forestal, se construyeron un salón de usos múltiples, tres cabañas familiares y el equipamiento del área de campismo. Para dar a conocer el proyecto de ecoturismo se editaron trípticos alusivos a los servicios que se brindan, se ha participado en congresos y exposiciones nacionales e internacionales y se han publicado algunos artículos en revistas del ramo ecoturístico. Lo que se ofrece a los visitantes es conocer el trabajo forestal comunitario, así como los atractivos naturales como el Volcán Paricutín y las ruinas del antiguo pueblo de Parangaricutiro.

A poco más de seis años de operación se ha podido atender a 623 grupos organizados provenientes de diferentes partes del país, grupos que hemos clasificado en cuatro tipos de visitantes: Institucionales (escuelas, dependencias), 81 grupos (13%); Intercambio de experiencias (comunidades y ejidos), 299 grupos (48%); Ecoturistas (personas responsables y amantes de la naturaleza), seis grupos (1%), y Turistas generales (familias, amigos y público en general), 237 grupos (38%). Como se ve, 48 % de visitantes provienen de comunidades y ejidos, de tal manera que parte del éxito de nuestro proyecto radica en el intercambio de experiencias con otros grupos afines. Los beneficios que este proyecto ha traído a la comunidad son:

- En lo social: se tienen siete empleos directos (tres de ellos ocupados por mujeres) y se ha consolidado un centro ecoturístico para presentar el trabajo que realiza la comunidad. Al ser un proyecto comunal ha servido como guía a otras comunidades indígenas del país y creemos que se ha fomentado una buena relación con diferentes instituciones.
- En lo ecológico: el proyecto ha apoyado el rescate y la conservación del venado cola blanca como parte del programa de aprovechamiento integral de los recursos, ya que al ser otra alternativa de trabajo, se disminuye la presión hacia los recursos maderables, que es la principal actividad de la comunidad.
- En lo cultural: se está impulsando el rescate de la cultura ancestral de Parangaricutiro y promoviendo aprovechar atractivos turísticos como el antiguo pueblo de Parangaricutiro, Pantzingo y la zona arqueológica de La Alberca. También se ha implementado un programa de educación ambiental para difundir la apreciación por la naturaleza y el buen cuidado y manejo de los bosques.
- En lo económico: en un inicio los ingresos fueron reducidos, pero durante los años 2003 y 2004 los ingresos aumentaron considerablemente aunque todavía no hubo utilidad.

Consideraciones finales: los proyectos de ecoturismo en las comunidades indígenas representan una muy buena alternativa para el desarrollo de estas, pero así como puede ser una oportunidad se puede convertir en una amenaza para las propias comunidades si no se tiene la información clara y la asesoría necesaria en todos sentidos. Es decir, el éxito de los proyectos radica principalmente en que estén basados en los principios de las comunidades y que los comuneros estén muy conscientes de la enorme responsabilidad que esto conlleva. Un aspecto importante a considerar es respetar las formas de organización que existen en las comunidades indígenas y sobre todo respetar las costumbres y tradiciones con que cuentan y ver de qué manera se puedan integrar a un proyecto. También se debe dejar bien claro que este tipo de proyectos se deben plantear como una alternativa a los trabajos que cotidianamente realiza una comunidad, ya que el turismo es muy variable y siempre se debe tener otra opción cuando los ingresos por el turismo disminuyan. En cuanto a la recuperación económica de estos proyectos, se debe entender que se logrará a mediano y largo plazos. Por último, siempre se habla de proyectos sustentables, pero a las comunidades se les debe explicar este término, ya que para lograr esto se requiere que los proyectos sean ecológicamente sostenibles, económicamente viables y socialmente equitativos; si se cumplen estos tres conceptos habremos logrado el verdadero desarrollo sustentable.

Recuadro 18.7 Educación ambiental y conservación de murciélagos en México

Laura Navarro • Rodrigo A. Medellín

El Programa para la Conservación de los Murciélagos de México (PCMM) se constituyó hace 10 años como un esfuerzo internacional, intersectorial e interinstitucional cuyo objetivo es recuperar y conservar las poblaciones de murciélagos mediante la identificación, el análisis y el combate a las causas de destrucción que las han afectado. Para lograr esto, el programa está estructurado en tres áreas de trabajo: investigación, conservación y comunicación, educación ambiental y trabajo comunitario. Trabajamos actualmente en nueve cuevas prioritarias: Cueva de La Boca, Santiago, NL; Cueva del Infierno, Santiago, NL; Grutas de Quintero, Ciudad Mante, Tamps.; Cueva Xoxafi, El Palmar, Santiago de Anaya, Hgo.; Cueva Calakmul, Hopelchén, Calakmul, Camp.; Grutas Tziranda, Ciudad Hidalgo, Mich.; Cueva del Diablo, Tepoztlán, Mor.; Cueva Los Laguitos, Tuxtla Gutiérrez, Chis.; Cueva San Francisco, La Trinitaria, Chis. Los criterios para seleccionarlas fueron: aquellas que tienen una gran cantidad de individuos de especies prioritarias (migratorias); las que tienen una gran diversidad de especies, y las que están siendo afectadas por actividades humanas, visitas, quemas, basura, graffiti, etcétera.

El área de educación ambiental tiene dentro de sus objetivos la elaboración de planes de manejo, así como la capacitación de guías y administradores de visitas a las cuevas. La idea es que las cuevas sean manejadas por las propias comunidades, de tal manera que se generen ingresos económicos, al mismo tiempo que contribuyen a la conservación de los murciélagos. Para ello se tiene un proceso permanente de educación en las comunidades cercanas a las cuevas identificadas como prioritarias. Dado que somos un proyecto de corte académico hemos elegido a las escuelas como centro de convergencia que nos permite interactuar con los diferentes grupos de una comunidad. Hemos utilizado diferentes estrategias educativas de acuerdo con las características socioambientales de las comunidades con las que trabajamos. Inicialmente se difunde información sobre la historia natural de las diferentes especies de murciélagos y se crean vínculos afectivos diferentes a los que normalmente se establecen con estos animales comúnmente asociados al vampirismo, la oscuridad y el mal.

Hemos diseñado una serie de materiales educativos de acuerdo con cada tipo de alimentación de los murciélagos, lo que nos permite tratar temas como los servicios ambientales brindados por las distintas especies. Los paquetes de materiales contienen un cuento, un libro de actividades para maestros y otro para niños, con información científica básica, actividades para realizar al aire libre o en el salón de clases, y otras actividades de continuidad y participación.

Actualmente contamos con los siguientes paquetes: "Marcelo, el murciélago insectívoro migratorio", "Valentín, el murciélago vampiro", "Don Sabino, el murciélago de la ciudad", "Lucía, la murciélaga polinívora", "Bárbara, la murciélaga frugívora", y el paquete con la información general de todos los tipos de alimentación llamado "Un tesoro inesperado".

Las actividades del área de comunicación ambiental están dirigidas al público en general, con el propósito de que las personas conozcan la historia natural de estos animales. Contamos actualmente con dos exposiciones itinerantes, "Los murciélagos, un mito en nuestra cultura" y "Los amos de la noche, la verdadera historia de los murciélagos". Una serie de cápsulas de radio "Aventuras al vuelo" y una campaña permanente de difusión de la información científica que genera el programa en los medios masivos de comunicación. La demanda de información, formación y capacitación es enorme, por lo que hemos diseñado actividades específicas para otros tipos de grupos sociales que se relacionan directamente con problemas asociados a los murciélagos. Entre estos están ganaderos, agricultores, productores de pitaya, así como empresas de la industria tequilera e instituciones como la Sagarpa y la Secretaría de Salud. Desde hace cinco años tenemos también un convenio de colaboración con la Escuela Nacional de Maestros, para la capacitación de los futuros maestros, así como con el Universum y con el Museo del Desierto en Saltillo, Coahuila. Impartimos una gran cantidad de conferencias para diferentes grupos de personas que van desde expertos en el tema y científicos hasta grupos de mujeres, autoridades, estudiantes y maestros de secundaria, donadores de recursos, entre otros.

Es muy importante señalar que durante todos estos años se ha realizado un gran esfuerzo por evaluar y dar seguimiento a nuestros trabajos en todas las áreas. Tenemos datos que reportan que en varias de las cuevas se han estabilizado las colonias de murciélagos y que en otras, como es el caso de la cueva de La Boca, se han recuperado considerablemente las poblaciones. Además, la metodología del PCMM se ha adoptado y se utiliza en varios países de Latinoamérica como Bolivia, Venezuela, Costa Rica y Guatemala.

pero son muy pocas las que cuentan con programas integrados. La mayoría de las que están interesadas en este tema han hecho algunas alianzas con organizaciones civiles locales, que son las que finalmente deciden qué hacer en función de sus propias concepciones y enfoques. Es muy reciente la integración de la red de educadores ambientales de la Conanp, compuesta por alrededor de 70 personas, y se impulsó durante 2005-2006 un proceso, por medio de talleres regionales y encuentros nacionales, para definir lineamientos estratégicos de educación y comunicación ambientales, cuyos resultados fueron publicados mediante un cartel en el año 2006. Para 2007 se estaban elaborando, en colaboración con el Cecadesu (Centro de Educación y Capacitación para el Desarrollo Sustentable), bajo un esquema de participación directa de los educadores ambientales de las ANP, los programas regionales y el Programa Nacional de Educación para la Conservación de la Conanp. Con lo anterior se busca el fortalecimiento del campo educativo en las citadas áreas, la sinergia de esfuerzos con otros actores sociales y modalidades de la educación, y la articulación de las acciones formativas con otras dimensiones de la conservación ecológica y la sustentabilidad.

La parte más visible de este proceso en las ANP son las "campañas por el orgullo" (Proyecto RARE), que han centrado su atención en una especie emblemática de cada sitio. Es el caso del quetzal en El Triunfo; la coa o pájaro bandera en Manantlán; el flamenco en Ría Lagartos y Ría Celestún; la tortuga en Bahía Magdalena; el loro en Nahá-Metzabóc; el águila en El Ocote; el tucán en Sian Ka'an; el cactus viejito en la Barranca de Nochistlán; la mariposa monarca en el Santuario de la Monarca y el perrito llanero en los llanos de Chihuahua y Saltillo. El problema con esta estrategia es que no queda claro si más allá de la campaña de comunicación y difusión se están impulsando metas propiamente educativas; es decir, de cambio de valores, actitudes y comportamientos en relación con el ambiente, con las áreas en su conjunto y con esas especies, en lo particular. La idea de las especies emblemáticas, sin ser mala, ha respondido más bien a un interés de mercadotecnia, sensibilizando a la población sobre la importancia de conservar especies carismáticas, pero no se traduce en políticas educativas y de comunicación que integre, en el proceso, a la población aledaña e incluso a la propia institución.

En síntesis, en materia de educación ambiental en el medio rural es posible encontrar proyectos sugerentes en el terreno de la innovación metodológica y se puede apreciar un incremento en el número y calidad de la oferta de formación. Sin embargo, permanece una generalizada debilidad institucional entre quienes realizan tales esfuerzos, además de que el impacto es muy reducido por la atomización de los proyectos, con predominio de una visión conservacionista que se niega a enfoques más integrales y complejos, con escasa investigación educativa, una profesionalización de los educadores insuficiente y con débiles vínculos con la educación formal.

18.3.3 El papel de los medios de comunicación masiva

No existen datos confiables sobre el papel de los medios en las estrategias de comunicación y educación en materia de medio ambiente y biodiversidad, por no haberse emprendido estudios completos (ni siquiera de carácter cualitativo), deficiencia que es bastante frecuente en América Latina (Tréllez-Solís y Quiroz 1992). Solamente podemos contar con meras impresiones y con algunas tendencias a partir de datos dados a conocer por los medios impresos.

Un único estudio sobre la cobertura de medios de los temas ambientales es el realizado en 2001 por la Iniciativa de Acceso México, la cual revisó tres periódicos impresos (*Reforma*, *El Sol de México* y *La Jornada*), así como el Canal 2 de televisión, encontrando que los tres periódicos incluyen diariamente noticias que informan sobre el tema ambiental, con información completa pero sin un análisis profundo de los temas. En cuanto al Canal 2, este no presenta programas dedicados exclusivamente al tema ambiental salvo en los noticieros que informan sobre el estado del tiempo u otras cuestiones similares. Las conclusiones del estudio resaltan la importancia de hacer una investigación más completa de la cantidad y la calidad de la información ambiental que los medios de comunicación ofrecen y, sobre todo, de promover que asuman su responsabilidad en el tema (E. Limón Berlanga, com. pers.; véase también González Gaudiano 2002).

Los pocos suplementos y secciones fijas que existían en los periódicos de circulación nacional han ido desapareciendo. Por ejemplo, el suplemento *Dosmiluno* del periódico *Unomásuno*, dejó de publicarse hace varios años, y *La Crónica* tenía una sección de medio ambiente y ecología que se transformó en una de ciencia y tecnología. El único que persiste es el suplemento mensual de *La Jornada* llamado *La Jornada Ecológica*.

En el caso de la televisión, continúan transmitiéndose en horarios de baja afluencia series viejas sobre temas ambientales como los programas de Jacques Cousteau y

Ramón Bravo y si bien la televisión por cable tiene una atractiva oferta en este sentido (*Animal Planet, Discovery Channel* y *National Geographic* como los principales), apenas un porcentaje muy pequeño de la población tiene acceso a la misma. Solo el Canal 11 de televisión del Instituto Politécnico Nacional presenta una clara propuesta sobre este tema, a partir de una programación casi totalmente basada en la modalidad de documental.

En cuanto a revistas especializadas se conocen *Tópicos en Educación Ambiental*, revista arbitrada publicada por el Cecadesu de la Semarnat y la Universidad de Guadalajara; *ProNatura*, publicada por la ONG del mismo nombre y la revista *Especies*, publicada por Naturalia, A.C. Recientemente desapareció la denominada *Agua y Desarrollo Sustentable*, publicada por la Secretaría de Ecología del Gobierno del Estado de México, y aparecieron solo dos números de *Mundo Sustentable*, publicada por la fundación del mismo nombre. Otras revistas de divulgación con un carácter más institucional se encuentran en circulación, como *Vertientes*, a cargo de la Comisión Nacional del Agua, *Impulso Ambiental*, a cargo del Cecadesu, y la revista electrónica *Entorno*, un enlace de comunicación a cargo de la Conanp. El *Boletín IMAC* del Fondo Mexicano de Conservación de la Naturaleza ha sido un excelente medio informativo en versión electrónica, con temas sobre agua, fuego y áreas naturales organizados en forma de comunidades de aprendizaje. El Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) publica desde hace muchos años el boletín *Formación Ambiental* que es un órgano de intercambio y difusión de información que ha servido para promover actividades de la región latinoamericana y del Caribe, pero que ha tenido bajo impacto en el subsistema de educación superior en México.

Se puede afirmar, en este contexto, que los medios de comunicación masiva han venido avanzando como agentes de vigilancia y denuncia sobre lo que sucede en materia ambiental en el país, aunque su influencia en la formación de una opinión pública informada y de una cultura ambiental todavía está por debajo de lo esperado, porque han prevalecido puntos de vista fragmentados y parciales, con frecuencia de corte reactivo y amarillista y, con una escasa visión política en el mejor de los casos, se asumen posiciones contestatarias (Andelman 2001; Callaghan 2003). Quizá el mayor problema en este campo es que dado que tales medios son los vehículos centrales en la difusión de la "cultura del consumo", se relativizan mucho sus posibles contribuciones a la construcción de una perspectiva cultural distinta (González Gaudiano 2006; recuadro 18.8).

18.3.4 Esfuerzos de la sociedad civil organizada

La sociedad ha mantenido una participación constante en los temas ambientales y de conservación en los últimos diez años. El directorio publicado por el Cecadesu en 2000, que lamentablemente no se continuó alimentando en su versión electrónica, consigna 1 337 grupos, organizaciones e instituciones en todo el país, de los cuales 39.6% (530) afirma estar vinculado con algún tipo de actividades de educación, comunicación y capacitación (Semarnap 2000); se cuenta con otros directorios especializados que aportan cifras equivalentes (FMCN 2004).

Existen casos de participación sobresaliente de grupos de la sociedad civil e instituciones académicas, como Espacios Naturales y Desarrollo Sustentable, A.C., que apoya con personal para el desarrollo de programas de conservación como el del berrendo en el Desierto del Vizcaíno y el Centro de Interpretación Ambiental de Pantanos de Centla. De igual manera, el Grupo Sierra Gorda apoya a la reserva del mismo nombre, y la Universidad Autónoma del Estado de Morelos administra el Centro de Educación Ambiental y la Reserva de la Sierra de Huautla en ese estado, con apoyo de la Conanp. De igual forma, la Universidad de Guadalajara interviene en la administración del Parque La Primavera y apoya en la conservación de la Sierra de Manantlán (véase el recuadro 18.9).

No obstante el potencial que representa la colaboración de la sociedad civil organizada y las instituciones de educación superior con las instituciones gubernamentales en los asuntos de educación ambiental y capacitación para la adquisición de competencias básicas de manejo de recursos naturales y de prevención de riesgos, se requiere una mayor intervención institucional dirigida a establecer bases mínimas de actuación en estos campos, bases que eviten la discrecionalidad de las acciones y la puesta en marcha de paquetes tecnológicos importados que fueron diseñados para realidades cualitativamente distintas.

Cabe destacar que la participación social se ve dificultada por la existencia de relaciones políticas asimétricas que desarrollan carencias estructurales en los actores civiles, en este caso los interesados en intervenir en la protección ambiental. Y aunada a tal inequidad, existe una dinámica de confrontación-acuerdo entre los actores sociales, en cuyo ejercicio de poder se van dando acomodos que no terminan por construir una relación marcada por la democracia y la participación local.

Desde luego, la referida dinámica no se da de manera lineal y mecánica, pues existe un juego de intereses

Recuadro 18.8 Programas sobre medio ambiente en el Canal 11 de TV

Edgar González Gaudiano

Reciclados
(Productor, Carlos Guerrero)

El propósito de la serie "Reciclados" es demostrar lo divertido y económico que resulta intervenir los espacios habitacionales con la ayuda del diseño y de la imaginación. En 13 episodios de 30 minutos de duración se despliega un concepto original imaginado por y para jóvenes.

"Reciclados" muestra la poderosa inventiva de reconocidos diseñadores a partir del reciclaje de muebles desusados y elementos de desecho; busca redimensionar los espacios y los accesorios necesarios en la vida cotidiana. El reto consiste en la creación de espacios y objetos provenientes de los depósitos de basura, muebles arrinconados, materiales económicos y de fácil acceso.

Sobrevivientes del siglo xx
(Productor, Fabricio Feduchy)

Bajo un novedoso formato denominado "Docudrama de la vida salvaje", que incluye relatos de ficción sobre animales en la voz de grandes actores, esta nueva serie aborda los momentos más dramáticos que han tenido que enfrentar a lo largo del siglo xx especies de animales espectaculares como el lobo mexicano, el jaguar o el flamenco rosa.

En busca de bichos
(Productor, Fabricio Feduchy)

La serie "En busca de bichos" es protagonizada literalmente por la naturaleza. Roberto Rojo, joven biólogo entomólogo, recorre sitios insospechados y se mete a las madrigueras más escondidas de nuestro país para mostrarnos un universo impresionante y poco explorado.

Zaboomafoo

Un simpático lémur en Animalandia recibe toda clase de animales y da a conocer todo sobre ellos.

Misión salvaje
(Productor, Fabricio Feduchy)

Con la ayuda de cámaras y procesos de postproducción digitales, esta dinámica serie de naturaleza documenta la forma de vida de diversos animales y su fascinante lucha por la sobrevivencia.

Los últimos santuarios I
(Productor, Fabricio Feduchy)

México es uno de los países más ricos del mundo en especies de animales y plantas. Esta serie, grabada en espectaculares escenarios naturales, presenta importantes ejemplos de conservación y desarrollo sustentable.

Los últimos santuarios II
(Productor, Fabricio Feduchy)

Una serie que nos lleva a rincones espectaculares de Norteamérica, entre los que destacan las áreas naturales de México. La cámara recoge imágenes de algunas de las especies más importantes, emblemáticas, raras y exclusivas de estas regiones, muchas de ellas en peligro de extinción.

México azul
(Productor, Fabricio Feduchy)

Una inmersión en los paisajes submarinos más impresionantes de México, desde el exuberante Mar de Cortés hasta el mundo azul turquesa del Caribe. Esta serie nos propone un recorrido por más de 11 000 kilómetros de costas, lagunas, manglares, islas y cascadas submarinas.

Relatos de la vida salvaje
(Productor, Fabricio Feduchy)

Cocodrilos acorazados en el tiempo; Elizabeth y los ríos en el cielo; Jaguar, con estrellas en la piel; Tunich Ha, las piedras del agua; La vida en las cañadas.

Los espíritus del desierto
(Productor, Fabricio Feduchy)

Estos documentales, grabados en los desiertos mexicanos de El Vizcaíno, Altar, Mapimí y Cuatrociénegas, dan cuenta de las extraordinarias adaptaciones de los animales a las condiciones más adversas del planeta. Un acercamiento a los espíritus que habitan estos enigmáticos paisajes de arena.

Los espíritus del bosque templado
(Productor, Fabricio Feduchy)

Este programa, que junto con la trilogía Los espíritus del desierto conforma la serie "Los espíritus de la naturaleza", lleva al televidente a descubrir animales únicos de este ecosistema, que aparecen en su estado natural o como parte de importantes proyectos de conservación. Así, el lobo mexicano escapa de la extinción en un programa que pretende reintroducirlo en los bosques de México. De igual forma, diversas aves son capturadas con redes para anillar sus patas y descifrar sus rutas migratorias, o bien los bosques de Michoacán se coronan de millones de mariposas monarca, e intensas nevadas pintan la sierra de San Pedro Mártir, en Baja California, mientras los coyotes recorren este mágico paisaje donde el agua y la nieve determinan la vida y la riqueza de los bosques.

El mundo marino de Ramón Bravo
(Productor, Fabricio Feduchy)

Una invitación a explorar la vida marina en compañía de Ramón Bravo, un pionero de la cinematografía de los océanos que ha unido sus esfuerzos a los de personalidades como Jacques Cousteau y Bruno Vailati en un intento por proteger y documentar la riqueza de los mares del mundo. Estos documentales, lejos de perder vigencia, continúan siendo una mirada apasionada a un mundo del que todavía nos falta mucho por descubrir: Tiburones dormidos; El hombre y la orca; Ataque de tiburón; Ataque de oso; Barcos hundidos; Golfo de California: gema de mar.

Las grandes migraciones
(Productor, Fabricio Feduchy)

Todos los años, en las mismas fechas, llegan a nuestro país cientos, miles de animales que provienen de distintas latitudes y ecosistemas. Algunos pesan unos cuantos gramos; otros, varias toneladas. Por aire, tierra y mar se produce un espectáculo natural en el que la vida en nuestro planeta se muestra en todo su esplendor: las grandes migraciones. Esta serie comprende tres programas: Mariposa Monarca, Aves migratorias y Ballenas.

Agradecimientos

Se agradece la información aportada por Lourdes Guerrero, del Centro de Información y Comunicación Ambiental de Norteamérica, A.C.

Recuadro 18.9 Experiencia del programa de manejo de desechos limpios y separados en El Grullo y Autlán, Jalisco

Salvador García Ruvalcaba

Controlar y reducir la basura no solo depende de un gobierno municipal; la basura es un problema socioambiental y su solución depende en gran medida de contar con una sociedad informada y consciente de las dimensiones del problema. La basura se hace al tirar los desechos revueltos y sucios, todos la generamos y a todos nos afecta. Un ejemplo de que el problema de la basura tiene solución es la experiencia en El Grullo, Jalisco, una comunidad en la zona aledaña a la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán. En esta localidad, los habitantes aprendieron paulatinamente a no generar basura al tirar sus desechos revueltos, al tiempo que se prestaba el servicio de recolección de desechos limpios y separados por parte del gobierno municipal. Desde marzo de 1996 se mantiene este exitoso Programa de Separación de Desechos Limpios en este municipio. El trabajo de sensibilización y toma de conciencia para que la sociedad participara ha estado a cargo de los educadores ambientales asociados a los trabajos de la reserva de la biosfera, quienes han motivado a que la separación de desechos limpios sea desde el hogar, donde se recolecta plástico, metal, vidrio, cartón y papel para su reciclaje; así como la recolecta de materia orgánica (desechos de cocina y de jardinería) para su composteo. Con estas acciones se ha logrado reducir la basura que se producía en las viviendas de El Grullo, de 20 a ocho toneladas al día. Por medio de decenas de charlas vecinales, exposiciones, obras de teatro guiñol, videos, demostraciones, visitas guiadas a una casa-modelo, artículos en la prensa, entrevistas en radio y televisión se logró que este programa se

Recuadro 18.9 [*concluye*]

implantara fuertemente en la vida cotidiana de la población y no sufriera problemas por los cambio en la administración institucional, sino más bien que se fortaleciera en cada una. Este programa de El Grullo sirvió como modelo para que el municipio contiguo de Autlán iniciara en 1998 un programa similar. En 2002 se consolidaron aún más estos programas al llevar a cabo la "Campaña del Orgullo" que utilizó el ave martín pescador (*Ceryle alcyon*) como mensajero ambiental, difundiendo el lema: "Limpio El Grullo con orgullo" por medio de una serie de productos educativos y de difusión como: disfraz del martín pescador, canciones ambientales, botones, carteles, obras de teatro, folletos, elaboración de letreros en madera, pinta de bardas, artículos en prensa, entrevistas de radio y televisión. Dicha "Campaña del Orgullo" se basó en la metodología implementada por la organización RARE (del Center for Tropical Conservation) que cuenta con una experiencia de más de 25 años en trabajos de educación ambiental.

En 2003 las experiencias de El Grullo y Autlán fueron claves para que se iniciara un Programa Intermunicipal de Educación Ambiental que se encontraría enmarcado en la recién creada Iniciativa Intermunicipal para la Gestión Integral de la Cuenca del Río Ayuquila (que atraviesa parte de la reserva de la biosfera), en donde además de El Grullo y Autlán se sumaron seis municipios: El Limón, Tolimán, Tonaya, Tuxcacuesco, Unión de Tula y Zapotitlán de Vadillo. En 2005 dos nuevos municipios: Ejutla y San Gabriel se incorporan a esta iniciativa intermunicipal y con ello tienen el beneficio de contar con el Programa Intermunicipal de Educación Ambiental ejecutado por el Instituto Manantlán de Ecología y Conservación de la Biodiversidad, de la Universidad de Guadalajara, el cual es financiado con recursos de la misma universidad, además de recursos municipales, estatales y federales. La meta de dicho programa es lograr el involucramiento de la sociedad como soporte de las políticas públicas municipales tendientes a mejorar la salud humana y del ambiente. A la fecha, el programa se encuentra en distintas fases dependiendo del municipio: promover la separación de desechos limpios desde el hogar; asesoría en la construcción de centros de acopio; comercialización de desechos inorgánicos limpios y separados (plásticos, metal, vidrio, etc.); asesoría en la producción de composta a escala doméstica y municipal, lombricomposta y agricultura orgánica doméstica.

Entre los logros más importantes cabe señalar los siguientes:

1] La instalación de un Programa Intermunicipal de Educación Ambiental para el Manejo Integral de Desechos Sólidos (PIEAMIDS) que responde a las necesidades y características de cada municipio, en el que se vincula fuertemente al gobierno, las instituciones y la sociedad.

2] Contar con recursos humanos y financieros compartidos para la implementación del programa, además del apoyo ciudadano y de los medios regionales de prensa, radio y TV.

3] La remoción de los basureros de Unión de Tula y El Grullo que afectaban negativamente la calidad del agua del Río Ayuquila, además de la salud humana y del ganado en las zonas ribereñas de los municipios de Tuxcacuesco y Tolimán, que son de los más marginados y que se encuentran dentro de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán.

4] La creación, operación y comercialización de los desechos limpios y separados en cinco centros de acopio: El Grullo, Autlán, Unión de Tula, Ejutla y El Limón.

5] La construcción o adecuación de centros de acopio en los municipios de Tonaya, Tuxcacuesco, Tolimán, Zapotitlán de Vadillo y por empezar en San Gabriel.

En nuestra experiencia podemos decir que para contribuir a resolver el problema de basura que afecta centros urbanos y rurales, carreteras, ríos, playas y sitios recreativos urbanos y naturales, el primer paso es la educación y predicar con el ejemplo. Desde hace 14 años empezamos a separar desechos limpios y producir composta para agricultura orgánica en el hogar. Como educador ambiental he trabajado con miles de niños y jóvenes, y con decenas de maestros en la región aledaña a la Reseva de la Biosfera Sierra de Manantlán y es en ellos donde se ha dejado una buena semilla en un proceso continuo y permanente de educación ambiental. Como maestro desde hace más de diez años en el Centro Universitario de la Costa Sur de la Universidad de Guadalajara de diversas materias (turismo sustentable, ecoturismo, recursos naturales y desarrollo social, educación ambiental y ecología) he tenido la oportunidad de enseñar en teoría y práctica sobre el tema a cientos de alumnos universitarios. De aquí han salido los nuevos educadores ambientales de nuestra región y expertos en el tema que colaboran en el programa. De la clase de ecología y educación ambiental que imparto en el Seminario Diocesano de Autlán de la Grana desde hace 13 años han salido decenas de seminaristas, muchos de ellos ahora sacerdotes de nuestra región, que se han convertido en un pilar importante de apoyo para seguir promoviendo la participación social en pro de la salud del ambiente y de la gente.

diferenciados entre actores sociales (principalmente institucionales), que representan la perspectiva predominante del desarrollo, y aquellos que defienden una postura de carácter local (especialmente las comunidades rurales). En el debate social que este juego implica puede ubicarse el predominio de la visión nacional, pues el aparato institucional en sus tres niveles de gobierno responde a una propuesta de modernización que canaliza todas sus decisiones políticas y programáticas para imponerse y que, en la mayoría de los programas de desarrollo regional, menosprecia o relativiza en la práctica la importancia de las posturas locales.

La reducida capacidad de maniobra en lo local; las dificultades para formar y mantener cuadros técnicos de reconocida capacidad; la débil definición de competencias y funciones entre los distintos niveles de gobierno; la errática coordinación interinstitucional; los pocos esfuerzos serios de corresponsabilidad entre gobierno y sociedad, y la pobreza en las prácticas de sistematización y evaluación de los proyectos de desarrollo han dificultado que se dé la "ecologización estructural".[2]

18.3.5 Esfuerzos del sector público

El sector público ha impulsado la educación ambiental desde la creación de la Subsecretaría de Ecología en 1982. La oficina correspondiente que durante varios sexenios tuvo el nivel de dirección de área, en 1995 fue promovida al nivel de dirección general al crearse el Cecadesu en el marco de la Semarnap. Esta situación fortaleció considerablemente los proyectos en esta área e impulsó el establecimiento de las bases de coordinación SEP-Semarnap que fueron refrendadas en 2001 y nuevamente en 2006. Ello ha permitido, desde el principio, recomendar e incluso participar en la renovación de libros de texto gratuito, en la actualización docente y en la formulación de los nuevos programas de estudio, particularmente en la reforma de la educación secundaria y de la educación tecnológica.

Otras instancias del sector público han estado interesadas en promover actividades de educación ambiental. A modo de ejemplo está la convocatoria conjunta entre la SEP y el Instituto Nacional de Ecología para el Taller Nacional de Educación para la Biodiversidad (marzo de 2004), así como numerosas convocatorias para otras acciones de este tipo durante la última década, coordinadas por instituciones académicas y organizaciones sociales que se han sumado a estos esfuerzos, de los cuales sobresalen como los más importantes: el II Congreso Iberoamericano de Educación Ambiental (1997), el I Foro Nacional de Educación Ambiental (1999), el II Foro Nacional de Educación Ambiental para un Desarrollo Sustentable (2002), el I Foro Nacional sobre la Incorporación de la Perspectiva Ambiental en la Formación Técnica y Profesional (2003), el Primer Encuentro Nacional de Ética para la Sustentabilidad (2003), el Encuentro Nacional "Conservemos el agua viva" (2004), el Primer Simposio Nacional sobre Educación para la Biodiversidad (2004) y el Encuentro Nacional de Educación Ambiental "Diez años para cambiar el mundo" (2005).

En el bienio 2005-2006 se trabajó en la formulación de una estrategia de educación ambiental para la sustentabilidad en México, proceso que impulsó el Cecadesu y que fue conducido por un grupo de académicos adscritos a la maestría en educación ambiental de la Universidad de Guadalajara. Hubo un amplio ejercicio de discusión y de participación en el país y se cuenta ahora con un instrumento de planeación que define rutas de actuación para contribuir mejor en el fortalecimiento de la educación ambiental en México.

En cuanto al sector rural, se ha impulsado, por parte de una coordinación intersectorial creada por la Ley de Desarrollo Rural Sustentable, el Sistema Nacional de Capacitación y Asistencia Técnica Rural Integral, que debe atender a la población campesina y sus organizaciones a partir de necesidades locales precisas, incluyendo la participación de los productores de los sectores privado y social. No obstante, se requiere fortalecer la coordinación institucional y empresarial y el diagnóstico de necesidades en materia de formación ambiental para la conservación, así como el desarrollo de estrategias de fortalecimiento de formas de organización y conocimiento tradicional en el manejo de recursos naturales y en la prevención de riesgos y vulnerabilidad. Cabe señalar que el Programa Nacional Forestal (Pronafor), el Instituto Nacional para la Educación de los Adultos (INEA) y el Consejo Nacional de Fomento Educativo (Conafe) han venido realizando acciones específicas de educación ambiental, especialmente en comunidades rurales (véase el recuadro 18.10).

18.4 La participación social en los esfuerzos de conservación

Desde finales de los años setenta la política de conservación en México adoptó la propuesta del programa de la UNESCO El Hombre y la Biosfera, que sugería que la conservación de los ecosistemas estuviera vinculada a los objetivos del desarrollo regional, y para ello la población

Recuadro 18.10 Educación ambiental en el Consejo Nacional de Fomento Educativo

Rosalinda Morales Garza

Ningún educador podría negar la relevancia de integrar a los currícula temas transversales que apunten a la construcción de la ciudadanía y la democracia, la perspectiva de equidad de género o la educación ambiental. Incluso algunos estamos convencidos de que habría que hacer más trabajo específico para tal efecto y contar con materiales didácticos que apoyen la incorporación de asuntos tan importantes para el desarrollo humano y la edificación de valores para la convivencia.

En el Consejo Nacional de Fomento Educativo (Conafe) se tiene una historia editorial que data de los años setenta, cuando se inició la producción de textos derivados de investigación en campo, precisamente desarrollada en las pequeñas comunidades rurales y aisladas de nuestro país. Ahí, donde instructoras e instructores comunitarios ofrecen su servicio social a favor de la educación básica, fue posible recuperar y registrar tradiciones, leyendas, concepciones, aprendizajes y creencias de los integrantes de las comunidades, algunas de ellas indígenas. El contar con información tan rica para el entendimiento de las diversas formas de concebir el mundo y la oportunidad de poder compartirlo en las escuelas de todo el país, derivó en más de 100 títulos con enfoque didáctico y perspectiva intercultural. Al principio, las series Pocas Letras, Gran Formato y Lee un Cuento, fueron el punto de partida para trabajar con los pequeños; luego se asumió el reto de abordar temas que aportaran —de una manera lúdica— conocimientos de geografía, biología, zoología, medio ambiente y ecología para el alumnado de los grados superiores.

La serie Educación Ambiental, iniciada a principios de 1980, ha generado por más de 10 años un conjunto importante de textos para la niñez. Teniendo como eje temático un animal como *El jaguar*, un paisaje como *El desierto* o un asunto del medio ambiente como *Qué hacemos con la basura*, en los textos, junto con bellas ilustraciones, se despliegan conceptos, análisis, datos relevantes y reflexiones en un lenguaje amigable y divertido.

La serie busca ofrecer herramientas para que la niñez y quienes lean estos textos, disfruten la lectura por sí misma; alienten su curiosidad infantil; desarrollen su capacidad de sorprenderse con nuevos aprendizajes; puedan revalorar el medio ambiente mediante nuevos descubrimientos y reconozcan el impacto de sus acciones en la naturaleza en su conjunto, fortaleciendo con ello los contenidos académicos de la geografía, la historia y la ecología, para ser aplicados en el análisis crítico del entorno. La característica que comparten los textos es, por una parte, el énfasis en la ecología y el medio ambiente como componentes básicos de una convivencia de calidad para todas las especies y, por otra, el papel determinante que los seres humanos tenemos en la conservación de un medio ambiente seguro, sano y limpio, y en el reconocimiento de los beneficios que ello trae consigo.

Dado que la serie fue elaborada en un trabajo conjunto con las delegaciones y las comunidades Conafe en cada entidad, también se refleja en los textos la relación entre las creencias de la gente y las predicciones derivadas de las rutinas y reacciones observadas en los animales; por ejemplo, sobre la espera de alguna temporada de sequía o de lluvias. De esta manera, las cuestiones ambientales adquieren relevancia para las personas y les permite analizar los beneficios de ayudar a mantener sanos los sistemas naturales. *Cada cerro tiene su tigre* alude a las condiciones geográficas en las que se encuentra esta especie. Cómo no adentrarse en el texto *El manatí*, si ahí encontramos, además de coloridas ilustraciones y mapas explicativos, cuentos, leyendas, costumbres, ciclos reproductivos y referencias de los ambientes que habita el manatí, *hacamichin*, *chiilbek*, el *mato*, el magnífico como lo llama en la leyenda el cacique Caramatex, a la par que se advierte sobre las acciones humanas perniciosas que perjudican su bienestar y disminuyen sus posibilidades de sobrevivencia. Leer la serie Educación Ambiental del Conafe nos permite ponderar positivamente el uso de materiales y recursos didácticos a favor de una educación integral, basada en la confianza sobre la capacidad de la niñez para incorporar nuevos aprendizajes y aplicarlos durante toda su vida, vislumbrando así una ciudadanía más respetuosa del medio ambiente y más consciente de las repercusiones de su actuar.

Títulos de la serie: *Animales mexicanos; El manatí; El berrendo; El mar y la costa; El bosque; Nuestro medio; El desierto; ¿Qué hacer con la basura?; Los delfines; El quetzal; El huerto tradicional; La selva; El jaguar; Las tortugas de mar; El lobo marino; La ballena gris; El lobo mexicano; La iguana; El águila real, y La vaquita.*

local debía involucrarse activamente en un papel dual: como responsable y como beneficiaria (Halffter 1984a, b, c; Jardel 1993). El binomio conservación y participación quedó así establecido y, a partir de entonces, tanto los decretos de áreas naturales protegidas, en sus diferentes categorías, como la propia política de conservación en los cuales se sustentan, lo consideran parte de su estrategia de manejo y aplicación. La implementación de esta propuesta no ha estado, sin embargo, exenta de conflictos, lo que en gran medida se ha debido a la definición del propio concepto de participación y a las formas como se le impulsa o se le limita. ¿Qué significa impulsar la participación social en la conservación de los ecosistemas y la biodiversidad? ¿Es acaso una prerrogativa del Estado o la sociedad desempeña en ello un papel igualmente importante? Sin lugar a dudas, el concepto de participación es hoy por hoy uno de los más difundidos en la agenda política ambiental nacional (la propia Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, en su artículo 157, eleva la participación social en materia ambiental a rango de derecho ciudadano), así como en la internacional (Agenda XXI). No obstante, ello no significa que exista consenso respecto a sus contenidos y alcances.

Desde algunos ámbitos, la participación significa que las poblaciones locales deben acatar en sus prácticas, las normatividades de acceso, uso y manejo de los recursos diseñadas por las instancias de gobierno o por los organismos internacionales. Desde otros, participar implica que diversos actores, con intereses no siempre comunes, se involucren bajo condiciones equitativas de poder, en procesos de negociación y construcción de acuerdos para la toma de decisiones que conciernen al manejo y la conservación de los recursos naturales, en distintos ámbitos de influencia (local, regional y nacional). Esta última manera de entender la participación la define, entonces, como una práctica tanto social como política y no solo como un acto de obediencia ante la imposición de normas diseñadas extralocalmente. Dicho en otras palabras, la participación se define aquí como aquella acción colectiva en torno al manejo y conservación de los recursos naturales que surge de un proceso de negociación de intereses, definición de reglas y construcción de compromisos entre diversos actores sociales, a partir de sus derechos y obligaciones. A esta definición será a la que haremos referencia en este apartado, pues las experiencias en México nos hablan de la participación tanto en procesos que se dirimen entre actores locales, como de otros en los que se observa cooperación entre las comunidades, los organismos civiles nacionales e internacionales, las universidades y las instancias de gobierno locales, estatales y nacionales (véanse los recuadros 18.11 y 18.12).

Recuadro 18.11 Manejar el agua no significa controlarla: mujeres y agua en comunidades indígenas de Chiapas

Denise Soares

Durante los años 2004 y 2005, el imta, con el apoyo de Pronatura Chiapas, A.C., y gracias al financiamiento del Conacyt, se desarrolló un proceso de investigación participativa en las comunidades indígenas de Pozuelos y El Pinar, pertenecientes a los municipios de Chamula y San Cristóbal de las Casas, respectivamente, ubicados en Los Altos de Chiapas. El objetivo de la investigación fue entender la lógica de las estrategias de articulación de familias marginadas con el agua para consumo doméstico, a partir del análisis de sus formas de abasto y manejo de los recursos hídricos, con el fin de ubicar la problemática específica de las mujeres en su relación con el agua y reflexionar sobre opciones dirigidas a mejorar sus condiciones de vida. Los resultados encontrados en la investigación señalan que las mujeres en ambas comunidades desempeñan un papel determinante en el manejo del agua en el ámbito doméstico. Son ellas las principales responsables de garantizar el abastecimiento de agua a la unidad familiar, ocupando largas jornadas en su acarreo. Asimismo las mujeres se encargan del manejo del recurso hídrico en las unidades domésticas, determinando las estrategias para su almacenamiento e higiene; todo ello les ha proporcionado un profundo conocimiento sobre este recurso.

A pesar de que las mujeres son las responsables tanto del abasto como del manejo del agua en el núcleo doméstico, no participan en la toma de decisiones acerca de las estrategias de gestión del agua en las comunidades, pues son los hombres quienes están en el “patronato del agua” —estructura organizativa comunal que se origina en los lineamientos de la política federal, para incentivar la participación de los habitantes de las zonas rurales en el mantenimiento de sus

Recuadro 18.11 [*concluye*]

sistemas de agua. Esta ausencia de las mujeres en la organización que gestiona y decide el manejo del agua en las comunidades impide que sus voces y demandas sean escuchadas.

En principio todos los habitantes de las comunidades, sean hombres o mujeres, pueden acceder al agua, aunque el control y las decisiones relativas a la gestión del recurso hídrico sean tomadas por los hombres del patronato del agua de cada localidad. La existencia de una organización que regula el acceso al agua para uso doméstico, con representantes exclusivamente del sexo masculino, en comunidades en donde tanto el abasto como el manejo del agua en las unidades domésticas es responsabilidad principalmente de las mujeres, refleja que son los valores sociales y estereotipos culturales los que están guiando las prácticas comunitarias de organización y gestión de los recursos. De hecho la situación de exclusión de las mujeres de los espacios de toma de decisión con relación al agua para uso doméstico, no es exclusiva de Pozuelos o El Pinar, dado que la presencia de mujeres en los comités de agua del estado se reduce a 1%, es decir, solamente 10 comités cuentan con presencia femenina, de un total de 1 000 existentes en la entidad.

En estos términos, son las mujeres quienes conocen, más que nadie, las demandas reales de las unidades domésticas en lo tocante al agua, por la sencilla razón de que son ellas las responsables de manejar el agua dentro del hogar, ya sea utilizándola en el lavado de ropa, preparación de alimentos, aseo de la vivienda, entre otras actividades demandantes de dicho recurso. Sin embargo, son los hombres quienes determinan las prioridades para la utilización del agua en las unidades domésticas y también son ellos quienes establecen las sanciones por un uso inadecuado del agua. Es decir, son los hombres quienes tienen el poder de decisión, incluso en aspectos relacionados con las actividades eminentemente femeninas.

Es necesario que las decisiones en materia de gestión, manejo y mantenimiento del sistema de agua en Pozuelos y El Pinar, así como en otras localidades del estado y del país, se sometan a una valoración previa de sus impactos en los diferentes grupos de las comunidades, en especial las mujeres, quienes son las principales responsables de un uso eficiente del agua dentro de la unidad doméstica, así como del abasto de dicho recurso al hogar. Asimismo la adquisición de poder por parte de las mujeres debe pasar por una modernización de los espacios de toma de decisión en relación con el agua en las comunidades. Es el caso del patronato de agua, que con la presencia decidida y con derecho a voto de las mujeres (de preferencia mediante el establecimiento de cuotas de participación, pudiendo empezarse con un 30% de mujeres), podría lograr que tales espacios se vuelvan más fuertes y capaces de responder a las necesidades sociales y ambientales de toda la comunidad. Para ello es importante que agencias reguladoras en los ámbitos local y regional hagan cumplir las nuevas orientaciones. De esa manera, manejar el agua puede significar también controlarla.

Recuadro 18.12 Más allá del comanejo en el uso sostenible de los recursos biológicos

Yolanda Lara

En la práctica, los enfoques participativos, más que ser una forma consistente de abordar las relaciones entre las comunidades humanas y el medio natural, son en realidad un conjunto heterogéneo de métodos, que van desde los programas de "concientización social" o "consulta social", encaminados a reducir las tensiones, por ejemplo, entre la dirección de un área natural protegida y las poblaciones locales, hasta los proyectos autónomos de uso sostenible de los recursos biológicos. Entre un extremo y otro se ubican los enfoques de autogestión, de manejo conjunto y el comanejo. En la mayoría de los casos, se trata de esquemas cooperativos de manejo en los que una dependencia con jurisdicción sobre un área (normalmente una dependencia del Estado) establece un acuerdo de colaboración con actores interesados relevantes (residentes locales y usuarios de los recursos) en el que se especifican y garantizan sus respectivas funciones, derechos y responsabilidades respecto al área (Borrini-Feyerabend 1996).

Sin embargo, la experiencia de Estudios Rurales y Asesoría, A.C. (ERA) ha sido muy distinta. En 1979, una comisión de representantes de 35 comunidades de la Sierra Norte de Oaxaca recorrió los centros de educación superior de la Ciudad de México, con una encomienda poco usual: reclutar

un grupo de profesionistas que estuviera dispuesto a trabajar para la Organización para la Defensa de los Recursos Naturales y Desarrollo Social de la Sierra Norte de Oaxaca (Odrenasij). Solicitaban asesoría técnica para integrar una propuesta de las comunidades de la Sierra Norte que fuera defendible frente a las instancias del gobierno. Por esas fechas estaba egresando de varias universidades la primera generación numerosa de profesionistas de origen indígena. Antes ya habían existido abogados, médicos e ingenieros provenientes de comunidades indígenas, pero eran casos aislados. Estos nuevos profesionistas constituían un grupo más numeroso y compacto, que no estaba dispuesto a aceptar de manera pasiva las decisiones de los funcionarios del gobierno. En particular, no consideraban justo que se hubieran otorgado concesiones para el aprovechamientos de los bosques que eran propiedad de las comunidades indígenas a empresas paraestatales y privadas. Plantearon a sus comunidades la importancia de recuperar el control de los bosques, tierras y agua y lograron que estas se organizaran para evitar una nueva concesión.

Estudios Rurales y Asesoría nació a raíz de esta experiencia como una asociación de profesionistas recién egresados, que se planteó poner sus capacidades técnicas al servicio de comunidades indígenas y campesinas. Así, de manera intermitente, desde inicios de la década de los ochenta, esta asociación ha proporcionado apoyo técnico y asesoría a comunidades principalmente de Oaxaca y Veracruz, pero también ha prestado servicios profesionales a comunidades de Puebla, Michoacán y Guerrero. Algunas veces, ERA ha conseguido apoyo de fundaciones privadas para pagar sus servicios. Otras veces, las comunidades han aportado de sus propios fondos y, sobre todo en los últimos años, las comunidades han recibido apoyos del gobierno para contratar servicios profesionales. De manera semejante a quien indica a un arquitecto las características y especificaciones que quiere para su propia casa en construcción, la interacción de profesionistas y comunidades ha permitido que estas últimas configuren planes de uso del suelo, proyectos productivos y programas de manejo a la medida de sus intereses, visión y objetivos. Más aún, el método de ERA ha consistido en acoplar procesos de formación de cuadros técnicos de las propias comunidades u organizaciones a los procesos de consultoría y asesoría que le requieren las comunidades. De esta manera, ERA se retira dejando normalmente un equipo técnico de la propia comunidad a cargo del manejo de los recursos naturales y biológicos. Así ha sucedido con la Unión de Comunidades Zapoteca-Chinanteca, la Unión de Comunidades de Ixtlán y Etla de Oaxaca, y Servicios Ambientales de Oaxaca, A.C. Una herramienta que ha resultado clave en estos logros ha sido el empleo de un esquema metodológico desarrollado en la práctica que inicialmente llamamos Planeación Comunitaria para el Manejo del Territorio y que se ha difundido más con el nombre de Ordenamiento Comunitario del Territorio.

El estado de Oaxaca, reconocido por tener la mayor diversidad biológica de México, tiene 275 047 hectáreas bajo algún estatus de protección oficial (reserva de la biosfera, parque nacional, monumento natural o santuario). La acción colectiva que ERA ha promovido, sumada a la de otras ONG como el Grupo Autónomo para la Investigación Ambiental, junto con comunidades indígenas y campesinas en Oaxaca, ha puesto bajo resguardo efectivo hasta ahora 164 850 hectáreas con sistemas de producción sostenible certificada, y 55 450 hectáreas destinadas a la conservación de flora y fauna silvestre. Esto hace pensar en que el tipo de acuerdos que ha desarrollado ERA para aportar capacitación y asesoría puede ser una manera muy efectiva y poco costosa de conservar la diversidad biológica. Cinco asociaciones semejantes podrían tener un efecto de conservación equiparable en tamaño al de todas las formas gubernamentales de conservación en el estado de Oaxaca, pero incomparablemente más barato y efectivo.

Si como definen Borrini-Feyerabend (1996) o Luna (1999) el comanejo se da típicamente cuando una dependencia de gobierno celebra un convenio para que los residentes locales participen en el manejo de una ANP, la experiencia de una veintena de organizaciones y comunidades que gestionan sus propios planes de manejo y conservación, no es solo de comanejo. Va más a fondo en el proceso de involucrar a la población local. Se trata de casos de manejo autónomo, en donde es la acción colectiva y no la coerción gubernamental, lo que garantiza la conservación de la dinámica del paisaje, las poblaciones y el flujo genético; es decir, de la diversidad biológica.

18.4.1 El papel de las instituciones locales del medio rural en la conservación ecológica

Si bien hoy se reconoce de manera oficial la necesidad de incorporar en los esfuerzos de conservación impulsados desde el Estado a las poblaciones que detentan los recursos naturales, lo cierto es que estas no han sido ajenas a dichas prácticas. Diversos estudios (Argueta 1993; Toledo y Argueta 1993; Garibay y Bocco 2000; Lazos y Paré 2000; Merino *et al.* 2000; Chapela 2002; De Anta 2004; Paz 2005) muestran cómo históricamente algunas comunidades asentadas en distintos ecosistemas han construido desde

su organización social y política, así como desde su sistema de valores y creencias, instituciones locales que norman sus prácticas colectivas de acceso y uso de los recursos, permitiendo con ello tanto su aprovechamiento como su conservación.

Así tenemos, por ejemplo, casos de comunidades o ejidos forestales en los que el aprovechamiento de los bosques o selvas está ligado a la existencia de empresas forestales comunitarias que operan con sistemas de autorregulación (Bray y Merino 2004). Son estos los que norman y censuran las prácticas de manejo, aprovechamiento y conservación de los recursos a partir de reglas elaboradas y sancionadas colectivamente (San Juan Nuevo, Michoacán; Sierra Norte y Sur de Oaxaca, Plan Piloto de Quintana Roo, entre otras). Cuando estas iniciativas locales son reconocidas y respaldadas por el Estado, por medio de sus instituciones de gobierno, existen más probabilidades de éxito en los objetivos de conservación, pues permite vincular los intereses de las colectividades con los del interés público. Tal fue el caso en la Sierra de Oaxaca, en donde la delegación de la Semarnat de la entidad, reconociendo el proceso social de control territorial iniciado por las comunidades de la zona en los años ochenta tras el fin de las concesiones forestales, impulsó la creación de comités regionales de recursos naturales como instancias de intercambio comunitario, para que las comunidades usuarias y administradoras de los bosques analizaran y se apropiaran de las políticas forestales nacionales (Conanp 2005).

Otros ejemplos locales de manejo y conservación nos remiten a experiencias en las que el aprovechamiento comercial no está en el centro de las prácticas y, sin embargo, las comunidades o ejidos, a partir de sus derechos de tenencia, mantienen normas que regulan el uso de los recursos con fines domésticos, así como formas organizativas que generan prácticas de cuidado y conservación de los mismos. Estas incluyen, por ejemplo, limpieza de bosques, combate de incendios, prevención con brechas cortafuego, reforestación, manejo de cultivos de sombra, etc., como sucede en Tepoztlán, donde los grupos cívicos forestales se organizan siguiendo la tradición de "cuatequitl" o tequio (Paz 2005). Lo que nos interesa resaltar en ambos casos es que las prácticas de conservación sustentadas por las comunidades están respaldadas por instituciones locales, las que a su vez han sido generadas y sancionadas colectivamente, ya que representan el interés común.

Cuando las instituciones locales que norman el uso y el acceso a los recursos son fuertes; cuando las reglas que se establecen en su seno son compartidas y respetadas por todos, porque surgen desde y en respuesta a los intereses colectivos; cuando, finalmente, existe un gobierno de los recursos comunes, es cuando encontramos mayor probabilidad de participación interna para el manejo adecuado y la conservación de los ecosistemas y la biodiversidad (Ostrom 1999, 2000). Por el contrario, cuando estas instituciones se encuentran fracturadas, cuando las bases de confianza comunitaria se han erosionado por la corrupción, y las instancias de gobierno local están controladas por grupos de poder (locales o extralocales) que imponen sus intereses particulares, las prácticas colectivas en torno a los recursos son menores y tienen incluso el riesgo de desaparecer, pues no hay un proyecto común que les dé sentido y las articule, ni instituciones que las respalden y orienten.

La participación social en los esfuerzos de conservación de los ecosistemas y la biodiversidad que se observa en las comunidades campesinas (indígenas o mestizas) no es entonces un conjunto de prácticas dispersas y desarticuladas, sino que cuando se presenta (sustentada, como se mencionaba arriba, en una base social fuerte), está claramente normada y responde a la dinámica social y cultural en que las comunidades se encuentran insertas. Por ello, cualquier intervención externa —ya venga esta de las instituciones oficiales, de organizaciones de la sociedad civil o de la academia— que pretenda impulsar procesos colectivos de conservación y manejo sustentable de los recursos naturales deberá tomar en seria consideración las experiencias y propuestas que provienen de los ámbitos locales, y valorar asimismo el estado de sus instituciones normativas. Al respecto, vale rescatar la experiencia del Grupo de Estudios Ambientales, A.C. (GEA), que en el proyecto de manejo campesino de recursos naturales en la Sierra de Guerrero, prioriza dos aspectos fundamentales en su metodología para incentivar la participación comunitaria: *1*] considerar la normatividad local como un factor esencial para lograr un buen desarrollo de los proyectos, y *2*] establecer relaciones de colaboración entre organizaciones de la sociedad civil (OSC) y organizaciones campesinas, basadas en la confianza y el respeto mutuos, la clarificación de los ámbitos de influencia de cada uno y el diálogo de saberes. Enfoques de este tipo permiten evitar conflictos mayores como procesos de fragmentación territorial, de faccionalismo político o de deterioro ambiental severos, especialmente en el caso de las áreas naturales protegidas.

Como en otros países, muchas de las ANP en México han sido decretadas en espacios poblados, bien sea por colonización relativamente reciente, como sucede en el sureste del país, o bien en territorios históricamente ha-

bitados por poblaciones indígenas. Normalmente estas zonas se encuentran bajo regímenes de tenencia colectiva de la tierra, ya sea ejidal o comunal, y quienes en ellas habitan han sido poseedores, por derecho, tanto de territorios como de recursos, y bajo esa premisa han hecho uso de ellos. En el capítulo 15 de este volumen se indica que en 52 de las 152 áreas naturales protegidas declaradas en el país hay población indígena. Estas 52 áreas protegidas suman una extensión territorial de 5 578 645 hectáreas, de las cuales 1 467 034, que representan 26.4% de la superficie de las mismas, corresponden a los territorios de los pueblos indígenas. El decreto de reservas en estos territorios, sin consulta previa con la población y sin la integración de las experiencias comunitarias, ha alimentado el descontento. Es necesario, por tanto, revertir estas intervenciones que atentan contra derechos agrarios preestablecidos, reconociendo las iniciativas locales de conservación y aprovechamiento sustentable cuando las hay, o promoviéndolas cuando no existen. Esto implica construir un esquema de corresponsabilidad entre el Estado y las comunidades que no se resuelve solo con el discurso de la participación, sino que requiere decidida voluntad política para impulsarla y, también, crear condiciones concretas para su puesta en práctica en el marco de la democracia (véase el recuadro 18.13).

Desde los años noventa, acatando las directrices de la Agenda XXI y siguiendo las recomendaciones del Banco Mundial planteadas tanto en la directriz operativa 4.2, como por medio del Fondo para el Medio Ambiente Mundial (véase GEF), la política ambiental mexicana ha impulsado la instalación de consejos técnicos asesores (CTA) en las ANP, como espacios de participación para la gestión de las mismas. Así, en poco más de 10 años, de 1993 a 2003, se instalaron 50 CTA en 48 ANP (IMAC 2005). Los CTA están conformados por representantes de los tres niveles de gobierno, la sociedad civil organizada, el sector social, el académico y el empresarial. Su función principal es la de ser un órgano de asesoría, consulta y apoyo a la dirección de un área para el mejor manejo de la misma.

Aunque es cierto que en muchos casos los CTA no han cumplido con sus fines porque o bien carecen de representatividad, o bien no logran tener una vida institucional que canalice las múltiples energías e iniciativas locales, es importante reconocer que hay algunas historias de éxito. Tales son los casos de las reservas de la biosfera Sierra de Manantlán, Banco Chinchorro, El Vizcaíno, Los Tuxtlas y el parque nacional Bahía de Loreto, en las que se ha logrado que no solo los derechohabientes participen, sino también otras instancias públicas y privadas, lo cual permite coordinar las inversiones en un área.

Por otro lado, estos foros de participación son una primera y muy importante ventana para la rendición de cuentas. Hay pocas dependencias como la Conanp que están obligadas a informar de sus acciones a los pobladores locales, lo cual es un importante avance en nuestro país.

Vale la pena recordar aquí que los CTA no son los únicos ámbitos de participación para el manejo, uso o conservación de los recursos naturales del país. La Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente, la de Aguas Nacionales, la de Planeación y la de Desarrollo Rural Sustentable contemplan asimismo instancias tales como el Consejo Nacional de ANP, los Consejos de Cuenca, los Comités para la Planeación del Desarrollo (Coplades) y los Comuders, o Consejos Municipales de Desarrollo Rural Sustentable.

Desafortunadamente, en la mayoría de los casos estos consejos no han logrado aún desarrollar una vida institucional real y democrática que garantice la participación de todos los sectores. En un estudio sobre políticas públicas en la Reserva de la Biosfera de Los Tuxtlas, Paré y Fuentes (2007) señalan al respecto: "En la región, estos consejos por lo general son instalados de manera formal, se reúnen en ocasiones, pero en ellos no suelen participar los representantes de las instituciones y a veces de los municipios".

Muchos críticos mexicanos que forman parte de OSC juzgan que estos consejos o comités son espacios que se usan solo para legitimar una política ya decidida y que no se ajusta a las opiniones expresadas por estos consejos. O bien que estos espacios son dominados por actores poderosos, generalmente dependencias gubernamentales que condicionan y estructuran eficazmente las reuniones de manera que la sociedad civil no tenga una voz efectiva. Otros ven en estos espacios una oportunidad —aunque limitada en su impacto transformador— para desarrollar un mejor entendimiento entre los actores contendientes y las estructuras de conocimiento. Se reconocen útiles, por lo tanto, para que la elaboración y el resultado de las políticas sean influenciados crucialmente por las deliberaciones y las presiones que tienen lugar en estos espacios (Blauert *et al.* 2006).

Indudablemente, en los últimos 20 años han sido considerables los avances en política de conservación en nuestro país, y ha sido importante también el reconocimiento oficial a las prácticas de conservación que se gestan desde los ámbitos comunitarios, y no solo aquellas referidas a las áreas protegidas oficiales. Hoy la Conanp registra entre estas a: *1*] las empresas comunales de apro-

Recuadro 18.13 La participación social en el Programa de Ordenamiento Ecológico Territorial de la Costa de Jalisco

Anna Pujadas

El ordenamiento ecológico territorial es un instrumento normativo que apoya la planificación del desarrollo orientando el manejo de los recursos naturales y busca el incremento del nivel de vida de la población. Se concibe con la visión de la planeación participativa y considera fundamental que los diferentes actores sociales se involucren en las distintas fases de su gestión.

En Jalisco, en 1999 se decretó el Ordenamiento Ecológico Territorial de la Costa de Jalisco (OETCJ) (Semades 1999). Es el primer ordenamiento ecológico territorial de carácter regional que se formula en el país bajo el enfoque participativo. El OETCJ reglamenta una extensión de 1 451 457 hectáreas, la cual comprende 10 municipios, cinco serranos y cinco costeros, que cubren el total de la vertiente pacífica del estado. Es una zona que permaneció muy aislada hasta la década de 1950. En la actualidad se encuentra poblada con densidades bajas y está socioeconómicamente caracterizada por un nivel de bienestar social bajo y por marginación. Ecológicamente es una zona muy valorada por su alta biodiversidad, el elevado número de endemismos que alberga y el estado de relativa conservación que presenta. Esta riqueza se encuentra amenazada por la presión que ejercen las actividades económicas, especialmente las relacionadas con la producción agropecuaria. Dado el enorme potencial turístico que presenta la zona, desde su colonización el gobierno estatal ha sembrado los antecedentes para que se formule el OETCJ. En 1991 el gobierno federal decidió elaborar el OETCJ, que tiene por objeto impulsar el turismo en la región, procurando la conservación ecológica y la mejora de la calidad de vida de la población. Después de la elaboración de los estudios técnicos, en 1995 se retomó el proyecto y se sometió la propuesta a un proceso de concertación social para enriquecerla y buscar la apropiación de la población antes de proceder a decretarla.

El trabajo que se presenta (Pujadas 2003) buscó entender el proceso de participación social en el OETCJ a partir de examinar las perspectivas de los distintos actores involucrados en su formulación, aplicación, seguimiento y evaluación. El principal método de investigación utilizado fue la entrevista semiestructurada y se entrevistó a los actores involucrados en la gestión del OETCJ: los responsables de la iniciativa, la formulación y el funcionamiento del programa tanto del gobierno federal como del estatal, así como a las autoridades del gobierno del municipio de La Huerta y a la población del ejido San Mateo, como ejemplo de una población dedicada a la actividad agropecuaria que participó en el proceso de consulta del instrumento y que tiene gran responsabilidad en su ejecución. Todas las entrevistas se grabaron, se transcribieron y se analizaron mediante el programa de cómputo Atlas.ti (versión 4.2), de análisis cualitativo.

Los resultados indican que las instituciones responsables del OETCJ realizaron un gran esfuerzo para que los diferentes actores sociales implicados, y especialmente la población local, se involucraran en la formulación del instrumento y con ello en su aplicación. Sin embargo, existieron obstáculos importantes para la incorporación de los distintos actores en estos procesos. Durante el proceso de consulta, el sector gubernamental no mostró tener las capacidades necesarias para crear canales efectivos de comunicación entre los actores. Los actores que habitan la región en su mayoría no compartieron el interés público de la conservación y el desarrollo que persigue el OETCJ, sino que hicieron prevalecer sus intereses particulares. El gobierno municipal y la población de San Mateo no participaron de forma activa en el proceso por no sentir que realmente se les pudiera tomar en cuenta. Desde el inicio percibieron el proyecto como una imposición del gobierno, el cual apoyando la actividad turística y la conservación, favorecía a los empresarios de la región y perjudicaba a los productores rurales. En el proceso de concertación no se logró que todos los actores aceptaran el ordenamiento ni se obtuvo un consenso sobre cómo resolver esta situación. No obstante, el OETCJ se decretó. A pesar del decreto, la fuerte oposición del municipio y la población al programa ha derivado en que, hasta la fecha, el primero no lo haga respetar y la segunda siga desempeñando actividades diferentes y hasta contrarias a las que se reglamentaron.

El análisis realizado sugiere la necesidad de incorporar a los actores desde que surge la iniciativa de realizar un ordenamiento territorial. Asimismo, propone la necesidad de que exista una visión integral del instrumento y la elaboración de un plan de acción coordinado y consensuado entre los actores, orientado al desarrollo regional. Se propone la práctica de métodos participativos para ir construyendo visiones y planes de ejecución acordes con las necesidades y objetivos de los involucrados. El establecimiento y consolidación de un órgano institucionalizado en el cual interactúen de forma permanente los diferentes actores involucrados en la toma regional de decisiones, se vislumbra como un espacio apropiado para lograr la corresponsabilidad colectiva en el instrumento y con ello su funcionamiento efectivo.

vechamiento forestal; *2*] las reservas comunitarias; *3*] las áreas simbólicas, que designan aquellas superficies donde, por acuerdo comunitario, se encuentran restringidas las actividades productivas y con ello se permite la conservación del ecosistema localmente; *4*] las reservas celulares, que se refieren al intento de conservar áreas de vegetación secundaria, propiedad de ejidatarios, pequeños propietarios y comuneros, con el fin de contar con zonas de extracción de recursos florísticos y faunísticos con métodos racionales de aprovechamiento y que buscan, asimismo, establecer algunos corredores biológicos; *5*] la conservación bajo cafetales; *6*] el ecoturismo; *7*] áreas con proyectos productivos sustentables, y *8*] áreas que ejercen el cobro de los servicios ambientales locales. Entre las comunidades que poseen áreas naturales de carácter comunitario y simbólico destacan el Cerro Rabón en la región mazateca, con amplias superficies de selvas húmedas y bosques mesófilos (11 500 hectáreas); el de Guiengola, en la región zapoteca del Istmo, con áreas importantes de selvas bajas y medianas caducifolias, y el Cerro de Huatulco, con 2 700 hectáreas de bosques conservados (De Anta 2004).

El reconocimiento oficial de estas prácticas que tienen efectos positivos en el manejo sustentable y la conservación de los recursos es de suyo importante, pues amplía los márgenes de acción en la materia. El paso siguiente es reconocer a los actores involucrados en ellas (las comunidades, las organizaciones campesinas, las OSC, la academia, los propietarios particulares), como agentes políticos que, por medio de sus prácticas, conocimientos y valores, pueden influir en políticas públicas.

¿Qué impide o qué alienta la participación social en la conservación de los ecosistemas y la biodiversidad? ¿A qué desafíos se enfrenta la propuesta de la conservación bajo un esquema de participación? Sin lugar a dudas, para que la participación se consolide y mantenga, se requiere contar, en primera instancia, con comunidades fuertes y organizadas en torno a sus recursos, con normas internas claras y colectivamente establecidas y respetadas, así como con instituciones legítimas. El Estado deberá reconocer esta fortaleza y condición de poder de las comunidades, y apoyarlas cuando sea necesario. Por otro lado, la participación implica la apertura de espacios de negociación y la construcción, implementación y seguimiento de acuerdos entre los diferentes actores sociales, tanto en el seno de las comunidades como en la relación que estas establecen con el gobierno central.

Existe el problema de la confianza y la legitimidad entre autoridades y ciudadanos, lo que indudablemente es uno de los principales obstáculos que enfrenta la cooperación entre actores. No obstante, tanto la confianza como la legitimidad son susceptibles de construirse, y si la participación es considerada como la principal estrategia propuesta por el Estado para alcanzar el interés público, será necesario que este actúe con voluntad política para crear las condiciones propicias.

No hay soluciones únicas y permanentes; la participación es un proceso que implica abrir, ganar espacios, mantenerlos y reformarlos con el tiempo. El manejo de los recursos naturales, debido a la diversidad de intereses que intervienen, requiere ser continuamente negociado a partir de las propuestas de los diferentes actores, de sus conocimientos, sus objetivos, sus valores y sus experiencias. El gran desafío de la propuesta de participación no es el manejo sustentable de los recursos en abstracto, sino la construcción de plataformas de negociación social y política que permitan tener acceso a él (véase el recuadro 18.14).

18.4.2 La participación social en la protección ambiental en el medio urbano

En esta sección comentaremos algunas experiencias de participación social en la Ciudad de México referidas a la protección ambiental. Sin embargo, es importante primero hacer referencia a algunos aspectos generales acerca de la participación ciudadana y de los movimientos sociales que han existido en el medio urbano en los últimos años.

La movilización ciudadana por cuestiones ambientales, así como la participación de la ciudadanía para frenar procesos que producen resultados negativos en el medio ambiente, comenzó en la Ciudad de México en la década de 1980, como consecuencia, entre otros factores, de la crisis económica que sufrió el país en esa época y de varias catástrofes que ocurrieron en la ciudad, sobre todo en 1984 y 1985 (Díez 2004). Han existido algunas evaluaciones de esos movimientos que mostraron la presencia de diferentes tipos de organizaciones y protestas ciudadanas (Quadri 2001; Sandoval 2001). Sin embargo, después de un periodo de gran actividad en los años ochenta, esos movimientos fueron declinando aunque es indudable que tuvieron un impacto importante en las políticas ambientales de fines de esa década y la siguiente.

Los ejemplos para la Ciudad de México, que consideramos bastante reveladores, han surgido de dos investigaciones realizadas en distintos momentos y muestran cómo la participación de organizaciones ciudadanas o populares son capaces de revertir medidas negativas del gobierno que afectan a sectores urbanos pobres; por otra

Recuadro 18.14 Participación social y gestión de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán

Sergio Graf Montero • Enrique J. Jardel Peláez • Eduardo Santana C.

La Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán (RBSM), ubicada en los estados de Jalisco y Colima en el occidente de México, protege 139 570 hectáreas de bosques subtropicales de montaña y sistemas de producción agropecuaria y forestal, con más de 2 900 especies de plantas vasculares y 580 especies de vertebrados (INE 2000). La reserva desempeña un importante papel en la protección de las cuencas hidrográficas de su región de influencia.

Como es el caso generalizado en las montañas de México, la Sierra de Manantlán es un espacio poblado, donde predominan condiciones de marginación y pobreza. El territorio de la reserva pertenece a 32 comunidades agrarias y cerca de 70 predios particulares, y su población asciende a unos 32 000 habitantes. El decreto del área protegida no modificó formalmente la tenencia de la tierra, pero impuso normas especiales de manejo del territorio y los recursos, así como limitaciones de dominio a sus dueños o poseedores, en bien del interés público. En un área poblada, con una larga historia de ocupación humana, donde persisten conflictos agrarios y presiones por el uso de los recursos naturales que son la base de la precaria economía local, la gestión de un área protegida presenta características especiales y requiere una estrategia de manejo basada en las comunidades. Partiendo del enfoque de reservas de la biosfera de MAB-UNESCO, la estrategia para la conservación de la RBSM se diseñó a partir de la integración de objetivos de conservación de ecosistemas y biodiversidad, restauración de áreas degradadas, desarrollo rural basado en el aprovechamiento sustentable de los recursos naturales, investigación y monitoreo, enseñanza y fortalecimiento de capacidades locales (Jardel 1992). Esta estrategia parte del reconocimiento de que el manejo comunitario es una oportunidad para la puesta en práctica de medidas de conservación, restauración y aprovechamiento sustentable que generen beneficios sociales colectivos. Las comunidades agrarias, dueñas de las tierras y bosques, deben ser los beneficiarios directos de la conservación, al mismo tiempo que tienen la responsabilidad social de conservar los ecosistemas, aprovechar adecuadamente su potencial productivo y mantener las funciones que generen servicios ecosistémicos para los habitantes de la región. Estos últimos, como beneficiarios de la conservación, deben compartir los costos y responsabilidades de la protección de la reserva y compensar a los dueños de la tierra por los costos incrementales de un buen manejo y las limitaciones de dominio impuestas por el decreto.

El Programa de Manejo de la RBSM establece el marco conceptual, las normas y las líneas de acción prioritarias dirigidas a cumplir los objetivos del área protegida (INE 2000). Este programa constituye el marco de referencia para la planificación participativa del manejo en las unidades territoriales correspondientes a los predios de los ejidos y comunidades indígenas, y para los planes de manejo específicos dirigidos a ordenar acciones como el aprovechamiento forestal. La gestión participativa de la RBSM se basa en arreglos institucionales de largo plazo, por medio de dos consejos, uno en Jalisco y otro en Colima. Los consejos están formados por las autoridades municipales de los siete municipios en los que se ubica la RBSM, los representantes de las comunidades agrarias, organizaciones sociales locales vinculadas al manejo de la tierra y los recursos naturales, y las universidades estatales; cuentan con un presidente ejecutivo elegido entre sus miembros, una presidencia honoraria que recae en el gobierno estatal, y una secretaría técnica que corresponde a la dirección del área protegida, dependencia de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Conanp). Las instituciones y dependencias de los gobiernos federal y estatal participan como invitadas con voz pero sin voto. Los consejos son un importante espacio para la planificación y evaluación de la gestión de la RBSM, donde se establece la comunicación entre los distintos actores involucrados y se establecen compromisos para tareas comunes, se resuelven positivamente los conflictos, se conciertan acciones y se negocian acuerdos (Graf *et al.* 2003). Los consejos facilitan en la práctica la aplicación de la estrategia de conservación de la RBSM, abren la posibilidad para una gestión verdaderamente participativa, justa y equitativa, en el marco de las transformaciones nacionales hacia un régimen democrático de gobierno, y responden a la evolución de los sistemas de gobernanza y comanejo de las áreas protegidas que se está desarrollando en muchas partes del mundo.

La experiencia de trabajo en la RBSM muestra la importancia de la integración entre la conservación de la naturaleza y el aprovechamiento sustentable de los recursos naturales, y de la participación social efectiva basada en arreglos institucionales duraderos, para la construcción de modelos alternativos de gestión de áreas protegidas y de desarrollo orientado hacia la sustentabilidad.

parte, las movilizaciones de grupos de estratos populares han podido impedir la aprobación de desarrollos inmobiliarios para sectores de mayores ingresos en zonas periféricas de protección ambiental. Es necesario aclarar que, mientras en el primer ejemplo el movimiento tuvo fuertes apoyos exteriores por darse en un momento de florecimiento de los grupos ecologistas, en el caso más reciente, debido a la mencionada declinación de esos grupos, las acciones de las organizaciones que luchaban por un ambiente mejor no estuvieron vinculadas a movimientos mayores.

Un primer caso se refiere a los asentamientos irregulares del Ajusco. Esta zona ubicada al sur del Distrito Federal, es muy importante desde el punto de vista ecológico, y en una parte de este territorio fue surgiendo un número considerable de asentamientos irregulares durante la década de 1970. En un estudio llevado a cabo a mediados de los ochenta (Schteingart 1987), se pudo comprobar la existencia de organizaciones de vecinos que emprendieron importantes luchas para permanecer en su asentamiento y para defenderse de los ataques de los ejidatarios, ex hacendados de la zona y sobre todo de algunas instancias gubernamentales que los acusaban de contaminar el área, con el fin de desalojarlos a pesar de que tenían muchos años ocupando el lugar. Pero fue sobre todo a partir de los programas de reordenación urbana y protección ecológica, que se propusieron hacia mediados de 1980, cuando el gobierno local quiso eliminar estos asentamientos para proteger una zona de interés ambiental, cuando al mismo tiempo la delegación Tlalpan permitía una serie de situaciones mucho más contaminantes. De hecho, las propuestas y planes mencionados sirvieron de base a las autoridades del Distrito Federal para intentar el desalojo de la población de esas colonias, a principios de los años ochenta, por medio de actos de violencia y represión, intentos de negociación y ofertas de reubicación. Las colonias más combativas como Bosques, 2 de Octubre y Belvedere, lucharon por mantenerse en el lugar e incluso mejorar sus condiciones de vida. Comenzaron a aplicar planes de reforestación, huertos familiares y uso de sistemas alternativos para el tratamiento y reciclaje de desechos orgánicos no contaminantes, contando con el apoyo de biólogos de la UNAM y grupos ecologistas. Sin duda, las movilizaciones y apoyos de esos grupos provocaron un cambio de actitud de la administración y, por primera vez, en 1984, las autoridades aceptaron que no habría desalojo masivo de pobladores, anunciándose asimismo la regularización de la tenencia de la tierra, pero fijando condiciones para la urbanización que no significaran el deterioro del ambiente. Fue en la colonia Bosques donde se avanzó más en la elaboración de un proyecto ecológico integrado (la propuesta de "Colonia ecológica productiva"). Ninguna dependencia gubernamental quiso apoyar el proyecto que a pesar de sus muy interesantes y originales propuestas, no pudo aplicarse de manera prolongada y completa. Esta propuesta surgió de la comunidad organizada y de la participación de un grupo técnico independiente que trabajaba con esa comunidad.

El segundo caso a comentar es el desarrollo Banamex-Pachuquilla en la Delegación Cuajimalpa del Distrito Federal. Este caso muestra como aun los desarrollos habitacionales que se tratan de promover por el sector inmobiliario formal no cumplen con lo establecido por la ley y pueden estar invadiendo terrenos que los planes urbanos y ambientales han decretado como de interés ambiental, y por lo tanto no pueden urbanizarse (Schteingart y Salazar 2005).

El terreno en cuestión se ubica en el poblado de San Mateo Tlaltenango, junto al Parque Nacional Desierto de los Leones, y colinda con otros poblados sobre los que existe una gran presión urbana. Es propiedad de Banamex, institución que había conseguido en 1997 las licencias para la realización de un desarrollo habitacional de viviendas de lujo para sus principales accionistas y un centro de adiestramiento para su personal. De acuerdo con la investigación de Schteingart y Salazar (2005), cuando los vecinos observaron que en 1999 estaban por iniciarse las obras en el citado predio decidieron que estas no podían llevarse a cabo porque existían en el terreno ojos de agua naturales y en él se recolectaban diferentes tipos de hongos, además de que servía para el esparcimiento de la comunidad. Esta población, representada por la Asociación de Vecinos Unidos en Defensa del Pueblo de Cuajimalpa, A.C., comenzó a hacer las investigaciones pertinentes mediante oficios y cartas dirigidos a las autoridades para averiguar si los dueños contaban o no con las licencias necesarias, y recurrieron al marco legal que le permite a cualquier ciudadano el derecho de petición. Por medio de un juez exigieron que la autoridad correspondiente, es decir la Delegación, contestara su petición de información. También se apoyaron en otras figuras jurídicas como la acción pública establecida por la Ley de Desarrollo Urbano, y la denuncia popular establecida en la Ley Ambiental del D.F., que sirven para denunciar cualquier intento de modificación de uso del suelo que contravenga disposiciones legales en determinados proyectos urbanos. Con esto, lograron saber que los dueños del

predio contaban con las licencias de construcción y las resoluciones de impacto ambiental favorables de acuerdo con lo dispuesto en el Programa Delegacional de 1987, que ya no estaba vigente, por lo cual estas licencias y resoluciones ya habían vencido y los dueños del terreno no se habían amparado a tiempo. Cuando decidieron buscar un amparo a su favor para lograr la renovación de sus licencias y comenzar a construir, ya era tarde. En ese momento el desarrollo estaba violando lo establecido en el Programa Delegacional de 1997, que era mucho más estricto y prohibía los desarrollos habitacionales en la zona. Por otra parte, la organización social recurrió al Registro Público de la Propiedad y encontró que el predio había pertenecido a la comunidad agraria de San Mateo y había sido vendido por los comuneros de manera ilegal. Los ejidatarios del mismo nombre comenzaron asimismo una serie de procedimientos para obtener la nulidad jurídica de esa compraventa. Como parte de ese litigio se extendió una orden del juez que prohibió cualquier construcción en los terrenos.

En este contexto, la movilización social desalentó al banco a seguir adelante con los trabajos de preparación de las obras. No obstante, en sucesivas reuniones entre los representantes del proyecto y la asociación de vecinos, los primeros trataron de negociar con los segundos un cambio del proyecto o algunas compensaciones a la comunidad, con tal de poder realizar su proyecto. Estos ofrecimientos no fueron aceptados y ante el aumento de las movilizaciones en la zona por parte de otras organizaciones, Banamex ya no insistió en su intento de construir.

Esto nos muestra que la movilización popular en defensa de los recursos naturales del área se realizó también en un contexto de mayor cumplimiento de la legislación existente. Por ejemplo, la primera licencia de construcción y uso del suelo se había otorgado justo en los días en que se aprobó el Programa Delegacional de 1997, que era más estricto en cuanto a la cuestión ambiental, pero que tampoco cumplía totalmente con lo establecido para esa zona por el Programa Delegacional de 1987, lo que mostró, en cierta medida, cómo se otorgaban anteriormente las licencias y la falta de cumplimiento de la ley. Por otro lado, se pudo detener un desarrollo inmobiliario promovido por un actor social poderoso en una zona como Cuajimalpa de Morelos, que brinda importantes servicios ambientales para la ciudad. Es decir, se dio un conjunto de factores, que se sumaron a la movilización popular, para impedir la urbanización. Sin embargo, sin la movilización no hubiera quedado al descubierto toda la información que llevó a las autoridades a proceder positivamente en beneficio del ambiente.

A partir de los dos ejemplos presentados se puede notar el aumento de los mecanismos mediante los cuales los grupos que se movilizan pueden hacer escuchar su voz e influir sobre las medidas que pueden tomar las autoridades. Por supuesto que los avances en materia de legislación y gestión más transparente de los asuntos públicos de la ciudad no son independientes del desarrollo de los movimientos y organizaciones de la sociedad civil, ni del avance de las distintas formas de participación ciudadana (Sánchez-Mejorada y Álvarez 2002). En el caso del Ajusco, en un momento en que todavía no se habían dado los mencionados avances, fue aun más importante el apoyo de los movimientos ecologistas para detener una acción pública contra grupos tradicionalmente desprotegidos, a los que frecuentemente se les ha acusado (Sánchez-Mejorada y Álvarez 2002) de contaminar el ambiente, sin darles ninguna opción para que puedan dejar de hacerlo, mientras se toleraban situaciones y procesos mucho más graves para el ambiente, como la existencia de tiraderos de basura a cielo abierto.

18.5 Construcción de una responsabilidad social en torno a la conservación: conclusiones, criterios y recomendaciones

1] Los esfuerzos sociales para la conservación de ecosistemas deben estar enmarcados en la construcción de alternativas hacia la sustentabilidad. Es decir, no deben ser esfuerzos aislados, sino ensamblados a procesos más amplios como, por ejemplo, los que se realizan para incorporar la dimensión ambiental al desarrollo nacional o para crear políticas públicas ambientales en materia de economía, energía, consumo, etc. Esto serviría para construir una administración descentralizada y democrática y para fortalecer las organizaciones de la sociedad civil en su participación social, entre otras cosas. Así, en la medida en que los actores sociales que realizan proyectos de conservación de ecosistemas fortalezcan una visión estratégica de articulación e integración con otros campos temáticos y sectores, se podrá construir una propuesta transversal de la conservación, y garantizar así un mayor impacto de sus objetivos ecológicos y sociales y, de manera relevante, contribuir a la lucha conjunta para que lo ambiental sea una prioridad en el escenario nacional. Los trabajos para la conservación de ecosistemas requieren explorar y recomendar políticas públicas nacionales al

respecto, lo que implica mejorar leyes, fortalecer instituciones, ejercer la planeación democrática y con perspectiva estratégica, contar con un sistema de información especializado en el campo, y disponer de recursos financieros y humanos significativos.

2] Frente a lo anterior, cobra sentido y relevancia el profundizar los esfuerzos para elaborar análisis integrados de los sistemas socioecológicos. Esto implica el acercamiento y el trabajo conjunto entre distintas disciplinas del conocimiento y conduce hacia la construcción compartida de capacidades técnicas y sociales para enfrentar la crisis ambiental que sufre el país. Los referidos análisis integrados, en la medida de lo posible, conviene que partan de estudios sobre las percepciones ambientales de la sociedad en toda su amplitud y complejidad, pues el conocimiento de ellas permitirá mejorar los mecanismos de participación social y los programas de educación ambiental y divulgación científica.

3] Los análisis integrados de los sistemas socioecológicos y los estudios de percepción permiten integrar la perspectiva de los habitantes locales en los programas de conservación de ecosistemas, pero ello es insuficiente si en la toma de decisiones y en la ejecución de las acciones no se despliegan mecanismos de participación social. Estos últimos deben considerar, como ya se dijo, la existencia de condiciones equitativas en el ejercicio del poder que permitan una negociación abierta entre los actores involucrados en la conservación de ecosistemas, como los propios habitantes (que no son homogéneos, sino que tienen distintos intereses a partir del tipo de propiedad, cultura, posiciones de poder, etc.), las autoridades locales, los funcionarios ambientales, los científicos, las organizaciones civiles, entre otros.

4] Las recomendaciones que se expresan en los puntos anteriores no enfrentan la desventaja de empezar desde cero, pues existen en el país capacidades construidas y proyectos que ya tienen camino recorrido, pero son necesarios esfuerzos de sistematización o recuperación crítica de las prácticas de conservación de ecosistemas que les han impulsado, sobre todo en los ámbitos locales. Especialmente importantes son aquellos que han aprovechado adecuadamente las condiciones, las facultades y los saberes locales; han estimulado el diálogo y la coordinación entre actores, y han empleado el conocimiento científico para alcanzar resultados significativos. Entre estos casos cabe destacar algunos de los ya señalados aquí (ubicados en Sierra de Huautla, Mor.; Sierra Santa Marta, Ver.; Sierra Gorda, Qro.; San Juan Nuevo, Mich.; Sierra de Manantlán, Jal.; Sierra Norte y Sur de Oaxaca, Plan Piloto de Quintana Roo), pero existen, desde luego, otros en los que se consignan éxitos importantes o bien propuestas sugerentes para la construcción de la sustentabilidad, como algunos de los registrados por Bray y Merino (2004) y por el Citro (Centro de Investigaciones Tropicales) de la Universidad Veracruzana en la página <*http://www.uv.mx/citro/reunion/casos.htm*>.

5] Finalmente, cabe destacar que las políticas públicas en materia de conservación de ecosistemas, la investigación científica, la participación social y la sistematización crítica de lo aprendido, tendrán débiles cimientos si paralelamente no están acompañados de la generación de capacidades sociales para la gestión del territorio. En tal sentido, los procesos de divulgación científica y de educación y comunicación ambientales son elementos indispensables para contar, tanto en el ámbito nacional como local, con una ciudadanía crítica, propositiva y dispuesta al compromiso activo con la impostergable conservación de ecosistemas.

Notas

1 Se refiere a inducir pastos para ganadería.

2 Este término podría definirse como una cultura de protección al ambiente, de acuerdo con la cual se le otorgue una alta prioridad a: *i*] las políticas públicas en esta materia; *ii*] la creación y fortalecimiento de una institucionalidad que las impulse, y *iii*] el compromiso de incorporar la racionalidad ambiental a todo el ciclo orgánico de la administración.

Referencias

Alba, M. 2001. *Sistematización de un proyecto de educación ambiental sobre la conservación de las tortugas marinas en Quintana Roo*. Facultad de Filosofía y Letras, UNAM, México.

Amante, C.M. 2006. Conocimientos y percepciones de niños y niñas de doce comunidades rurales aledañas a la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, Jalisco. Tesis de maestría, Universidad de Guadalajara, Zapopan.

Andelman, M. 2001. *El papel de la educación y la comunicación ambiental en las estrategias nacionales de biodiversidad*, en Reunión Internacional de Expertos en Educación Ambiental. Nuevas propuestas para la acción, UNESCO-Xunta de Galicia, Santiago de Compostela, pp. 515-527.

Anderson, E.N. 2005. *Political ecology in a Yucatec Maya community*. University of Arizona Press. Tucson.

Arellano-Rodríguez, A., R. Rodríguez Rivera y P. Uuh Chi. 1992. Glosario de términos agrícolas maya-español. *Etnoflora Yucatanense*, fascículo 7. Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida.

Argueta, A. 1993. La naturaleza del México profundo, en L. Arizpe (coord.) *Antropología breve de México*. Academia de la Investigación Científica-Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, UNAM, México, pp. 215-244.

Arizpe, L., F. Paz y M. Velásquez. 1993. *Cultura y cambio global: percepciones sociales sobre la deforestación en la Selva Lacandona*. Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, UNAM-Miguel Ángel Porrúa, México.

Barrera, A., A. Gómez-Pompa y C. Vázquez-Yanes. 1977. El manejo de las selvas por los mayas: implicaciones silvícolas y agrícolas. *Biótica* **2**:47-61.

Bechtel, R., V. Corral-Verdugo y J. de Queiroz Pinheiro. 1999. Environmental beliefs. United States, Brazil, and Mexico. *Journal of Cross-Cultural Psychology* **30**:122-128.

Bechtel, R.B., V. Corral-Verdugo, M. Asai y A. González-Riesle. 2006. A crosscultural study of environmental belief structures in USA, Japan, Mexico, and Peru. *International Journal of Psychology* **45**:145-151.

Berger, P., y T. Luckmann. 1991. *The social construction of reality. A treatise in the sociology of knowledge*. Penguin Books, Londres.

Berkes, F., y C. Folke (eds.). 2000. *Linking social and ecological systems: Management practices and social mechanisms for building resilience*. Cambridge University Press, Cambridge, RU.

Berkes, F., J. Colding y C. Folke (eds.). 2003. *Navigating social-ecological systems: Building resilience for complexity and change*, Cambridge University Press, Cambridge, RU.

Blauert, J., M. Rosas, S. Anta y S. Graf (eds.). 2006. ¿Espacios para la deliberación o la toma de decisiones? Lecciones para la participación y las políticas en consejos ambientales en México, en E. Isunza Vera y A.J. Olvera (coords.), *Democratización, rendición de cuentas y sociedad civil: participación ciudadana y control social*, CIESAS-Universidad Veracruzana-Miguel Ángel Porrúa, México, pp. 597-639.

Borrini-Feyerabend, G. 1996. *Collaborative management of protected areas: Tailoring the approach to the context*. Issues in Social Policy, UICN, Gland.

Bray, D. 1995. Peasant organization and the permanent reconstruction of nature. *Journal of Environment and Development* **4**:185-204.

Bray, D.B., y L. Merino. 2004. *La experiencia de las comunidades forestales en México. Veinticinco años de silvicultura y construcción de empresas forestales comunitarias*. Instituto Nacional de Ecología, Semarnat-Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible-Fundación Ford, México.

Bridgewater, P.B. 2002. Biosphere reserves: Special places for people and nature. *Environmental Science and Policy* **5**:9-12.

Bustos, M., L.M. Flores y P. Andrade. 2004. Predicción de la conservación de agua a partir de factores socio-cognitivos. *Medio Ambiente y Comportamiento Humano* **5**:53-70.

Callaghan, P. 2003. *El papel de la comunicación en la conservación de la biodiversidad: la necesidad de un paso más en el uso de los instrumentos sociales*. Centro Nacional de Educación Ambiental, Valsaín, Segovia, España.

Castillo, A., S. García-Ruvalcaba y L.M. Martínez. 2002. Environmental education as facilitator of the use of ecological infomation: A case study in Mexico. *Environmental Education Research* **8**:395-411.

Castillo, A., M.A. Magaña, A. Pujadas, L. Martínez y C. Godínez. 2005. Understanding rural people interaction with ecosystems: A case study in a tropical dry forest of Mexico. *Ecosystems* **8**:630-643.

Cecadesu. 2000. *Rutas temáticas para la educación ambiental en el D.F. Guía para orientar a los maestros de educación básica sobre los diversos temas ambientales que abordan museos, jardines botánicos, viveros, parques, centros y zoológicos en el área metropolitana de la ciudad de México*. Centro de Educación y Capacitación para el Desarrollo Sustentable, Semarnap-Dirección General de la Comisión de Recursos Naturales, Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno de la Ciudad de México, México.

Chapela, F. 2002. Hacia la integración de un sistema de gestión ambiental comunitaria, en F. Chapela (coord.). *Manejo comunitario de la diversidad biológica en Mesoamérica*. Universidad Iberoamericana, Puebla-Universidad Católica Andrés Bello-Universidad Rafael Landívar, Unidad Regional de Asistencia Técnica-The World Bank, México. pp. 123-143.

Charles, C. 1996. Ecological literacy is not enough. *International Research in Geographical and Environmental Education* **5**:133-135.

Conanp. 2005. *Certificación de iniciativas de conservación comunitaria*. Conanp-Conafor-Semarnat-GEF-PNUD-IEEO, Oaxaca.

Cordero, P. 2005. Percepciones sociales sobre el deterioro ambiental y la restauración ecológica: un estudio de caso en la región de Chamela-Cuixmala, Jalisco. Tesis de maestría, UNAM, México.

Corral-Verdugo, V., R.B. Bechtel, L.I. Armendáriz y A.B. Esquer. 1997. La estructura de las creencias ambientales en estudiantes universitarios: el nuevo paradigma ambiental. *Revista Mexicana de Psicología* **14**:173-181.

Corral-Verdugo, V., y L.I. Armendáriz. 2000. The "New Environmental Paradigm" in a Mexican community. *Journal of Enviromental Education* **31**:25-31.

Corral-Verdugo, V., M. Frías-Armenta, F. Pérez-Urías, V. Orduña-Cabrera y N. Espinoza-Gallego. 2002. Residential water consumption, motivation for conserving

water and the continuing tragedy of the commons. *Environmental Management* **30**:527-535.

Corral-Verdugo, V., M. Frías Armenta y D. González Lomelí. 2003. Percepción de riesgos, conducta proambiental y variables demográficas en una comunidad de Sonora, México. *Región y Sociedad* **15**:49-72.

Corral-Verdugo, V., y M. Frías-Armenta. 2006. Personal normative beliefs, antisocial behavior and residential water conservation. *Environment and Behavior* **38**:406-421.

Corral-Verdugo, V., C. Tapia y B. Fraijo. 2006. Affinity towards diversity as a correlate of sustainable behavior. 26th International Congress of Applied Psychology, Atenas.

De Anta, S. 2004. *Estrategias para la conservación de áreas naturales protegidas en el estado de Oaxaca*. INE, Semarnat, México.

Díez, J. 2004. Political change and environmental policymaking in Mexico. Tesis de doctorado, Universidad de Toronto, Canadá.

Dorado, O., D.M. Arias, G. Alonso y B. Maldonado. 2002. Educación ambiental para la biodiversidad en el trópico seco, Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla, Morelos, México. *Tópicos en Educación Ambiental* **4**:23-33.

Dunlap, R., y K. Van Liere. 1978. The new environmental paradigm: A proposed measuring instrument and preliminary results. *Journal of Environmental Education* **9**:10-19.

Dunlap, R., K. Van Liere, A. Mertig y R.E. Jones. 2000. Measuring endorsement of the New Ecological Paradigm: A revised NEP scale. *Journal of Social Issues* **56**:425-442.

Durand, L. 2002. *La difusión y percepción del discurso y las prácticas ambientalistas en la Sierra de Santa Marta, Veracruz: un estudio de caso.* Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, UNAM, Cuernavaca.

Ehrlich, P.R. 1997. *A world of wounds: Ecologists and the human dilemma*. Excellence in Ecology: Book 8, Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, Alemania.

Esteva, J. 1997. Ambientalismo y educación. Hacia una educación popular ambiental en América Latina, en *Contribuciones educativas para sociedades sustentables.* Centro de Estudios Sociales y Ecológicos, A.C. Pátzcuaro, pp. 42-56.

Ezcurra, E. 1992. Crecimiento y colapso en la Cuenca de México. *Ciencias* **25**:13-27.

Ezcurra, E. 2000. El ecosistema urbano, en G. Garza (ed.), *La ciudad de México en el fin del segundo milenio*. Gobierno del Distrito Federal-El Colegio de México, México, pp. 447-453.

FMCN. 2004. *Directorio mexicano de la conservación.* Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, México.

Fraga, J. 2006. Local perspectives in conservation politics: The case of the Lagartos Biosphere Reserve, Yucatán, Mexico. *Landscape and Urban Planning* **74**:285-295.

Gadotti, M., y C.A. Torres (comps.). 1993. *Educación popular. Crisis y perspectivas*. Miño y Dávila Editores, Buenos Aires.

García Campos, H. 2002. Avances y perspectivas de una estrategia de educación ambiental en la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas, Veracruz, México. *Tópicos en Educación Ambiental* **4**(12):8-16.

García Campos, H., S. Cruz Ramírez y L. Tehuitzil Valencia. 2002. *Bases de información para educadores ambientales de Los Tuxtlas y la Sierra de Santa Marta.* Universidad Veracruzana, Xalapa.

Garibay, C., y G. Bocco. 2000. Legislación ambiental, áreas protegidas y manejo de recursos en zonas indígenas forestales. El caso de la región del Pico de Tancítaro en Michoacán, en M. Bañuelos (coord.), *Sociedad, derecho y medio ambiente. Primer informe del Programa de Investigación sobre Aplicación y Cumplimiento de la Legislación Ambiental en México*. Conacyt-UAM-Profepa-Semarnap, México, pp. 15-56.

GEF. Global Environmental Facility, en <*www.gefweb.org*>.

Godínez, C. 2003. Percepciones del sector turismo sobre el ambiente, los servicios ecosistémicos y las instituciones relacionadas con la conservación del ecosistema de selva baja caducifolia en la costa sur de Jalisco. Tesis de licenciatura, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM, México.

González, L. 1996. *Reflexiones acerca de la relación entre los conceptos: ecosistema, cultura y desarrollo.* Ambiente y desarrollo, Ensayos, Instituto de Estudios Ambientales para el Desarrollo, Pontificia Universidad Javeriana, Santa Fe de Bogotá.

González Gaudiano, E. 1998. *Centro y periferia en educación ambiental. Un enfoque antiesencialista*. Mundi-Prensa, México.

González Gaudiano, E. 1999. Otra lectura a la historia de la educación ambiental en América Latina y el Caribe. *Tópicos en Educación Ambiental* **1**:9-26.

González Gaudiano, E. 2002. La emergencia de la educación ambiental, en G.T. Bertussi y R. González Villarreal (coords.). *Anuario educativo mexicano 2001. Visión retrospectiva.* Tomo 1. Universidad Pedagógica Nacional-La Jornada Ediciones, México, pp. 171-181.

González Gaudiano, E. 2006. Comunicación y conflictos ambientales en México, en A. Barahona y L. Almeida-Leñero (coords.), *Educación para la conservación.* Facultad de Ciencias, Programa Universitario del Medio Ambiente, UNAM-Conacyt, México.

Graf, M.S., E.C. Santana, E.P. Jardel y B.F. Benz. 1995. La Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán: un balance de 8 años de gestión. *Revista Universidad de Guadalajara* marzo-abril, pp. 55-60.

Graf, S.H., E. Santana, E.J. Jardel, M. Gómez y S. García-Ruvalcaba. 2003. La Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, México, en J. Carabias, J. de la Maza y R. Cadena (eds.), *Capacidades necesarias para el manejo de áreas protegidas: América Latina y el Caribe.* The Nature Conservancy-World Commission on Protected Areas, UICN, México, pp. 135-153.

Guevara, S., y G. Halffter. 2007. Estrategias para la conservación de la diversidad biológica en áreas protegidas de designación internacional: la síntesis, en G. Halffter, S. Guevara y A. Melik (eds.), *Hacia una cultura de la conservación de la diversidad biológica*, Vol. 6. Monografías Tercer Milenio, Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza, pp. 9-18.

Halffter, G. 1984a. Conservation, development, and local participation, en F. Di Castri, F.W.G. Baker y Hadley (eds.). *Ecology in practice.* UNESCO, París-Tycooly International Publishing, Dublín, pp. 429-436.

Halffter, G. 1984b. Las reservas de la biosfera. *Naturaleza* **1**:36-44.

Halffter, G. 1984c. Las reservas de la biosfera: conservación de la naturaleza para el hombre. *Acta Zoológica Mexicana* **5**:4-48.

IGBP e IHDP. 2004. *Global land project.* International Geosphere Biosphere Programme-International Human Dimensions Programme on Global Environmental Change, en <*www.globallandproject.org*>.

IMAC. 2005. *Diagnóstico de los consejos asesores de 47 áreas naturales protegidas.* Informe final. Iniciativa Mexicana de Aprendizaje para la Conservación-Conanp, México.

INE. 2000. *Programa de manejo de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán.* INE, Semarnap, México.

Ingold, T. 2002. *The perception of the environment: Essays in livelihood, dwelling and skill*, Routledge, Londres.

Izazola, H., y C. Marquette. 1999. Emigración de la ciudad de México ¿estrategia de sobrevivencia frente al deterioro ambiental?, en R. Benítez Zenteno y R. Jiménez Ornelas (coords.), *Hacia la demografía del siglo XXI*. Instituto de Investigaciones Sociales, UNAM-Sociedad Mexicana de Demografía, México, pp. 113-135.

Jardel, E.J. (ed.). 1992. *Estrategia para la conservación de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán: propuesta para el programa de manejo integral*. Editorial Universidad de Guadalajara, Guadalajara.

Jardel, E. 1993. El papel de las reservas de la biosfera en la conservación de la biodiversidad biológica y los recursos genéticos, en B. Benz (comp.), *Biología, ecología y conservación del género* Zea. Editorial Universidad de Guadalajara, Guadalajara, pp. 271-299.

Kaus, A. 1993. Environmental perceptions and social relations in the Mapimi Biosphere Reserve. *Conservation Biology* **7**:398-406.

Lazos, E., y L. Paré. 2000. *Miradas indígenas sobre una naturaleza "entristecida": percepciones del deterioro ambiental entre nahuas del sur de Veracruz.* Instituto de Investigaciones Sociales, UNAM-Plaza y Valdés, México.

Long, N. 1992. Introduction, en N. Long y A. Long (eds.), *Battlefields of knowledge. The interlocking of theory and practice in social research and development*, Routledge, Londres, pp. 3-15.

Lubchenco, J., A.M. Olson, L.B. Brubaker, S.R. Carpenter, M.M. Holland *et al.* 1991. The sustainable biosphere initiative: An ecological research agenda. A report from the Ecological Society of America. *Ecology* **72**:371-412.

Luke, T.W. 1997. *Ecocritique. Contesting the politics of nature, economy, and culture*. University of Minnesota Press, Minneapolis.

Luna, R. 1999. *El comanejo de áreas protegidas en Centroamérica*. Memoria del Taller Centroamericano sobre Comanejo de Áreas Protegidas realizado en Panamá, 22 a 24 de noviembre de 1999. Disponible en <*www.bio-nica.info/Biblioteca/Luna1999.pdf*>.

Magaña, M.A. 2003. Actitudes y percepciones de productores rurales y sus familias hacia la conservación de la selva y el área natural protegida: Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, Jalisco, México. Tesis de licenciatura, Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia.

Martínez, L. 2003. Percepciones sociales sobre los servicios ecosistémicos en dos comunidades aledañas a la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, Jalisco. Tesis de licenciatura, Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia.

Meléndez-Herrada, A., G. Binnqüist-Cervantes y R. Acuña-Victoria. 1995. Aprovechamiento de las aves silvestres para la educación ambiental y la conservación, en J.B. Climént Bonilla (ed.), *Extensión universitaria: de la teoría a la práctica.* Académicos CBS-UAM, Xochimilco, México, pp. 249-250.

Merino, L., P. Gérez y S. Madrid. 2000. Políticas, instituciones comunitarias y uso de los recursos comunes en México, en M. Bañuelos (coord.), *Sociedad, derecho y medio ambiente. Primer informe del Programa de Investigación sobre Aplicación y Cumplimiento de la Legislación Ambiental en México.* Conacyt-UAM-Profepa-Semarnap, México, pp. 57-138.

Mesa, O.L., E. Ruelas y X.M. Osorio. 1997. Programa de educación ambiental formal. Veracruz: Río de Rapaces, en A. de Alba y E. González Gaudiano (eds.), *Evaluación de programas de educación ambiental. Experiencias en América Latina y el Caribe.* Centro de Estudios sobre la Universidad, UNAM-Semarnap-UNESCO, México, pp. 101-114.

Molina, L.T., y M.J. Molina (coords.). 2005. *La calidad del aire en la megaciudad de México: un enfoque integral*. Fondo de Cultura Económica, México.

Navarro, N.L. 2005. *Conservación de murciélagos en comunidades rurales,* en Memorias del Primer Congreso Internacional de Casos Exitosos de Desarrollo Sostenible del Trópico, 2 a 4 de mayo de 2005, Boca del Río, Veracruz. Disponible en <*www.uv.mx/CITRO/reunion/acrobat/E4PDF13.pdf*>.

Noguera, F., J.H. Vega Rivera y A.N. García Aldrete. 2002. Introducción, en F. Noguera, J.H. Vega Rivera, A.N. García Aldrete y M. Quesada Avendaño (eds.), *Historia natural de Chamela.* Instituto de Biología, UNAM, pp. xv-xxi.

Noriega, M. 1996. *Indagando los secretos del paisaje.*

Evaluación de una experiencia de educación rural comunitaria en México. Universidad Pedagógica Nacional, México.
O'Brien, J., y P. Kollock. 2001. *The production of reality. Essays and readings on social interaction*. Pine Forge Press, Thousand Oaks.
O'Neill, R.V. 2001. Is it time to bury the ecosystem concept? (With full military honors, of course). *Ecology* **82**: 3275-3284.
Ostrom, E. 1999. *Self-governance and forest resources.* CIFOR occasional paper no. 20. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia, pp. 1-15.
Ostrom, E. 2000. *El gobierno de los bienes comunes. La evolución de las instituciones de acción colectiva*. Fondo de Cultura Económica, México.
Palmer, M.A., E.S. Bernhardt, E.A. Chornesky, S.L. Collins, A.P.D. Dobson *et al.* 2004. *Ecological science and sustainability for a crowded planet. 21st century vision and action plan for the Ecological Society of America.* Disponible en <*www.esa.org/ecovisions*>.
Paré, L., y T. Fuentes. 2007. *Gobernanza ambiental y políticas públicas en áreas naturales protegidas: lecciones desde Los Tuxtlas*. Instituto de Investigaciones Sociales, UNAM, México.
Partida, V. 1994. La ciudad de México. Nuevo derrotero en su ritmo de crecimiento. *Demos. Carta Demográfica sobre México* **7**: 13-14.
Paz, M.F. 2005. *La participación en áreas naturales protegidas. Actores e intereses en conflicto en el Corredor Biológico Chichinautzin, Morelos.* Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, UNAM, Cuernavaca.
Price, M.F. 2002. The periodic review of biosphere reserves: A mechanism to foster sites of excellence for conservation and sustainable development. *Environmental Science and Policy* **5**: 13-18.
Puiggrós, A. 1993. Historia y prospectiva de la educación popular latinoamericana, en M. Pulido, L. Batista y A. Álvarez (eds.), *Juegos ecológicos en el aula. Un manual de actividades para la educación ambiental en la educación básica* (1997). Fundambiente, Caracas, p. 123.
Pujadas, A. 2003. Comunicación y participación social en el Programa de Ordenamiento Ecológico Territorial de la Costa de Jalisco y la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala. Tesis de maestría. Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM, México.
Quadri, G. 2001. Una breve crónica del ecologismo en México, en M. Schteingart y L. D'Andrea (comps.), *Servicios urbanos, gestión local y medio ambiente*. El Colegio de México, México, pp. 337-354.
Ramírez-Barajas, P., J. Torrescano-Valle, A. Tecpa-Jiménez y J. Vázquez-Rodríguez. 2001. Importancia y uso del entorno natural en una comunidad maya (Petcacab, Quintana Roo, México). *Tip, Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas* **4**: 61-71.
Sánchez-Mejorada, C., y L. Álvarez. 2002. La política gubernamental en materia de participación ciudadana en el Gobierno del Distrito Federal, en L. Álvarez, C. Huarte, M.C. Sánchez- Mejorada y C. San Juan (eds.), *¿Una ciudad para todos? La Ciudad de México y la experiencia del primer gobierno electo*. Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Ciencias y Humanidades, UNAM-UAM-Conaculta-INAH, México, pp. 531-566.
Sandoval, J.M. 2001. Los nuevos movimientos sociales y el medio ambiente en México, en M. Schteingart y L. D'Andrea (comps.), *Servicios urbanos, gestión local y medio ambiente.* El Colegio de México, México, pp. 305-336.
Schteingart, M. 1987. Expansión urbana, conflictos sociales y deterioro ambiental en la ciudad de México. El caso del Ajusco. *Estudios Demográficos y Urbanos* **2**: 449-477.
Schteingart, M., y C.E. Salazar. 2005. *Expansión urbana, sociedad y ambiente: el caso de la ciudad de México.* El Colegio de México, México.
Semades. 1999. Ordenamiento ecológico de la región costa del estado de Jalisco. Gobierno del Estado de Jalisco, en <*http://semades.jalisco.gob.mx*>.
Semarnap. 2000. *Directorio de organismos vinculados con el medio ambiente y el manejo de recursos naturales.* Semarnap-PNUD, México.
Terán, S., C. Rasmussen y O. May-Cauich. 1998. *Las plantas de la milpa entre los mayas.* Fundación Tun Ben Kin, Yucatán, México.
Toledo, V., y A. Argueta. 1993. Naturaleza, producción y cultura en una región indígena de México: las lecciones de Pátzcuaro, en E. Leff y J. Carabias (coords.), *Cultura y manejo sustentable de los recursos naturales*, vol. 2. Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Ciencias y Humanidades, UNAM-Miguel Ángel Porrúa, México, pp. 413-444.
Toledo, V.M. 2001. Biodiversity and indigenous peoples, en S.A. Levin (ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*. Academic Press, San Diego, pp. 1181-1197.
Toledo, V.M. 2005a. Repensar la conservación: ¿áreas naturales protegidas o estrategia biorregional? *Gaceta Ecológica* **77**: 67-82.
Toledo, V.M. 2005b. Lessons from the Maya. *Bioscience* **55**: 377-379.
Tréllez-Solís, E., y P.C.A. Quiroz. 1992. *Ambientalistas y comunicadores. Una propuesta metodológica de acción conjunta.* Fundación Konrad Adenauer-Secretaría Ejecutiva Convenio Andrés Bello, Santafé de Bogotá.
Westley, F., S.R. Carpenter, W.A. Brock, C.S. Holling y L.H. Gunderson. 2002. Why systems of people and nature are not just social and ecological systems, en L.H. Gunderson y C.S. Holling (eds.), *Panarchy understanding transformations in human and natural systems.* Island Press, Washington, D.C., pp. 103-119.

Cuarta parte

Lecciones aprendidas

19 Estado de conservación del capital natural de México: retos y perspectivas

AUTORES: Rodolfo Dirzo • Renée González Montagut • Ignacio J. March

A la luz de los hallazgos más importantes del análisis y síntesis del conocimiento que poseemos de las tendencias de cambio y el estado de conservación de nuestro capital natural, de las principales causas que lo transforman y de la evaluación de las acciones de conservación y los retos que en la materia enfrentamos, sintetizamos aquí los avances y limitaciones detectadas en los capítulos de este volumen y destacamos los aspectos más sobresalientes en los que debemos poner atención especial en el futuro.

19.1 Avances, limitaciones y conclusiones

Nuestro país ha logrado avances palpables en cuanto a entender la problemática de la conservación de la biodiversidad en México. El avance se hace evidente de varias formas; por ejemplo, comparando el *Estudio de país* (Conabio 1998) y la presente obra. Por una parte, resaltamos el avance conceptual, evidente desde el título mismo de *Capital natural de México*, que trata de capturar el valor de la biodiversidad desde una perspectiva social. Ahora se propone concebir los problemas de conservación de la biodiversidad en términos de la erosión o pérdida de los productos de la evolución orgánica expresada en las poblaciones, cultivares, especies y ecosistemas de México, y del deterioro antropogénico de la funcionalidad de los ecosistemas, misma que se traduce en pérdida de los servicios ambientales, de los cuales depende a su vez, en última instancia, el bienestar social. No obstante, los esfuerzos hechos hasta ahora en la cuantificación de los procesos ecosistémicos y de relacionar adecuadamente los servicios ecosistémicos con el bienestar social se encuentran en su infancia en México y en todo el mundo, y representan una avenida de investigación no solo de importancia académica, sino de gran necesidad, en especial en un país megadiverso y con problemas de conservación tan agudos como el nuestro. Más rudimentaria aún es la meta de inculcar en la sociedad la percepción de que la conservación ecosistémica y de sus servicios es de interés central para el bienestar nacional.

Otra prueba importante de tales avances se refiere a la creciente comunidad de expertos en las ciencias de la biodiversidad. La síntesis plasmada en esta parte del estudio, que ahora permite aproximarnos a una mejor evaluación del estado de conservación de los ecosistemas y sus servicios, así como de las acciones emprendidas para atender este problema de interés nacional y los retos futuros para la conservación, no hubiera ocurrido sin la movilización amplia y desinteresada de la comunidad mexicana especializada en esos temas. Dicha comunidad ha realizado este análisis, a partir del creciente conocimiento disponible sobre nuestro país (por ejemplo, los autores de este volumen han citado aproximadamente 2 223 fuentes bibliográficas), así como de los avances tecnológicos que permiten ilustrar, cuantitativa y cartográficamente, las trayectorias y magnitudes de cambio de nuestros ecosistemas como nunca antes había sido posible. De manera similar, este volumen de *Capital natural de México* recoge los logros en materia de gestión y estrategias de conservación de la biodiversidad, en particular desde la perspectiva de las áreas naturales protegidas, con avances tangibles como la creación, primero del Consejo Nacional de Áreas Naturales Protegidas en 1996, y de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas <*http://www.conanp.gob.mx*> en 2000. Los primeros intentos de analizar las áreas protegidas (AP) del país (Flores-Villela y Gerez 1994; Gómez-Pompa y Dirzo 1995), contrastan mucho con

la evaluación de las AP de México que ahora se presenta (capítulo 10), en cuanto al nivel de información, fundamentos conceptuales y cartografía, así como al análisis de acciones y estrategias concretas en conservación. También, en contraste con la visión de una conservación excluyente de la presencia humana, predominante hasta hace poco tiempo, ahora se insiste en que las estrategias de conservación requieren considerarse en el contexto de paisajes que combinan remanentes de vegetación conservada, con vegetación secundaria y con sistemas diversos de producción manejados por los habitantes locales (los dueños de los recursos), así como de asentamientos humanos, incorporando una multiplicidad de estrategias de conservación derivadas de motivaciones igualmente multifacéticas. Los resultados dejan ver que al menos una faceta de la biodiversidad, la riqueza de especies, puede mantenerse en niveles importantes fuera de las AP, como es el caso de la diversidad de especies vegetales en la zona de Los Tuxtlas (Dirzo *et al.* en prensa). Es de esperar que, con el tiempo, otros estudios comuniquen hallazgos similares, y que otros más se aboquen a analizar el potencial de conservación no sólo de taxa, sino de procesos ecosistémicos y servicios ambientales fuera de las áreas protegidas. Relacionado con esto, una importante lección aprendida es que los territorios indígenas y rurales en general resguardan una porción significativa de la biodiversidad nacional y de sus servicios ecosistémicos asociados. Por ejemplo, la mitad o más de los bosques mesófilos y las selvas tropicales húmedas y semihúmedas del país están ubicados en territorios indígenas/rurales, en los cuales, además, se encuentran 49% de las cabeceras de las cuencas hidrológicas más importantes del país. Esta lección, sin embargo, apenas vislumbra una apreciación inicial, aunque creciente, de la necesidad de valorar el aporte de dichas comunidades al capital natural y bienestar nacional y de la oportunidad de reproducir o adaptar en esos ecosistemas algunos de los proyectos productivos y exitosos que ya existen en México y que han sido instituidos fundamentalmente por las comunidades mismas, como es el caso, entre otros, de las empresas forestales comunitarias (véase Bray *et al.* 2005). Asimismo, la información, tecnologías y capacidad intelectual disponibles ahora en nuestro país permiten un análisis de vacíos para la conservación que no tiene precedentes y que es difícil superar por esfuerzos de ese estilo llevados a cabo en otros países.

Si bien la evaluación del estado de los principales ecosistemas del país descansa en avances analíticos y cartográficos sustanciales, los cuales resaltan el profundo deterioro ocurrido en los mismos, es importante reconocer las limitaciones existentes en este aspecto. Así, esta evaluación del estado de los ecosistemas ha tenido que emprenderse con una notable ausencia de información sistematizada, consistente y de largo historial. Es de notar, como se indica en los capítulos 1 a 3, que la evaluación de las tendencias de cambio en la cobertura de la vegetación del país se ve limitada por la ausencia de series cronológicas estrictamente comparables. Los tres inventarios forestales disponibles que han sido usados para esta evaluación difieren en cuanto a la información empleada (fotografías aéreas e imágenes de diferentes satélites, con diversos niveles de muestreo de campo), las escalas de trabajo y, sobre todo, la clasificación de la vegetación adoptada. Es lamentable reconocer que incluso la inconsistencia en cuanto a la clasificación de la vegetación aún representa una limitante importante. Igualmente lamentable es que un indicador del estado de nuestros ecosistemas tan básico como es la tasa de deforestación por bioma y ecorregión, no haya sido un proyecto de monitoreo nacional integrado, confiable y sostenido; por lo tanto, no es de sorprenderse que se tenga información inconsistente y poco confiable. Es imprescindible poner fin a esta limitante. Además, si bien se ha hecho evidente que la magnitud de cambio en la cobertura de nuestros ecosistemas es considerable, la información cuantitativa de la fragmentación de los hábitats remanentes es muy pobre, y aunque en esta parte del estudio se presenta un primer intento de cuantificar esa fragmentación, se ha hecho en una escala de poca resolución. Es de esperar que los numerosos estudios locales de deforestación que empiezan a realizarse en diversas partes del país sean acompañados de evaluaciones de la magnitud y patrones de la fragmentación (véase Mendoza *et al.* 2005).

Finalmente, carecemos de estudios cuantitativos de la dinámica producida en el paisaje al cambiar el uso que se da al terreno lo largo del tiempo; es decir, el flujo de terrenos que pasan de una cierta cobertura vegetal a otra (o que permanecen en la misma condición) y que permitan explorar (por ejemplo, mediante modelos matriciales) el estado futuro del paisaje mexicano. En esta parte de la obra solamente se presenta una aproximación conceptual de este aspecto, lo cual claramente representa una laguna crítica en nuestro conocimiento. No obstante, la evaluación hace patente que México acusa pérdidas de cobertura vegetal que, en general, están por encima de la media mundial en cuanto a tasas de deforestación, incremento de las áreas de cultivo y pastoreo, expansión urbana, y magnitud de la sobreexplotación, entre otros.

Esto hace patente que la era actual de impacto antropogénico global —lo que Crutzen (2002) llama el Antropoceno— tiene una clara manifestación en nuestro país.

No obstante la tasa de pérdida de cobertura de nuestros ecosistemas, no encontramos evidencia de la desaparición de ninguno de ellos en el país, por lo que el análisis del potencial de la vegetación remanente como inóculo biológico de repoblación y restauración de los sitios deteriorados es una tarea pendiente en cuanto a avances de conocimiento y formación de cuadros técnicos, y representa una laguna crítica en nuestros planes de conservación.

Por otra parte, si bien resulta difícil definir inequívocamente las tasas de extinción de especies de México, esta evaluación reporta la desaparición de varios vertebrados, principalmente de peces dulceacuícolas. Sin embargo, las agudas tasas de deforestación y fragmentación registradas dejan ver una faceta de extinción que lamentablemente no hemos analizado ni de manera incipiente: la tasa de extinción de poblaciones. Se ha argumentado que la pérdida de poblaciones representa el pulso de extinción biológica de mayor envergadura en el mundo (Dirzo y Raven 2003) y seguramente México no es la excepción, pero no tenemos los datos que lo documenten: otra gran tarea pendiente. La extinción de poblaciones tiene connotaciones de gran importancia para la conservación. Por una parte, dado que algunas poblaciones representan unidades evolutivas tan distintas como lo son las especies mismas, su pérdida representa un problema ético ineludible; por otra parte, para las comunidades que a nivel local, o incluso regional, dependen de esas poblaciones y sus servicios ecosistémicos, la pérdida de esos componentes de la biodiversidad es de gran importancia, independientemente de que la especie a la que pertenecen esas poblaciones persista en alguna otra localidad y no tenga un lugar en los registros de extinciones.

Consistente con lo encontrado en el análisis más importante realizado hasta la fecha sobre los ecosistemas a nivel global, el Millennium Ecosystem Assessment (2005), el presente estudio hace evidente que la destrucción y alteración de los hábitats naturales representan el factor de cambio más importante para la biodiversidad en general, pero también muestra que, dependiendo de los ecosistemas, otros factores son igualmente críticos o incluso más importantes. El impacto de las especies exóticas en los sistemas insulares es un ejemplo representativo. Por otra parte, existen impactos antropogénicos que no son fáciles de detectar, y por tanto su cuantificación se dificulta. Por ejemplo, la extracción de individuos de las poblaciones, que resulta en la defaunación de especies de talla media y grande, es difícil de evaluar y sus consecuencias son crípticas, a no ser por que se cuente con trabajo de campo de largo plazo y por la aplicación de manipulaciones experimentales (Dirzo *et al.* 2007). Similarmente, los estudios del efecto del cambio climático sobre el funcionamiento de los ecosistemas han sido pobremente desarrollados en el país, si bien ya se vislumbra una agenda de trabajo importante para ese fin (CICC 2007). No obstante, el mayor hueco que se detecta en este tenor es el escaso conocimiento de las relaciones entre factores de cambio. Mención especial merece el caso del cambio climático, consistentemente citado como un factor importante de cambio de la biodiversidad en sí mismo, pero muy poco se logró documentar en cuanto a sus efectos en conjunción con otros factores, como la deforestación, la fragmentación, la invasión de especies exóticas y los contaminantes. Se ha documentado que dichas interacciones son de importancia en estudios de carácter global (véase Sala *et al.* 2000; Millennium Ecosystem Assessment 2005), pero esto queda por investigarse en el ámbito nacional de México.

De manera similar a lo encontrado en las evaluaciones globales (p. ej. Millennium Ecosystem Assessment 2005), y consistente con la muy limitada información sobre la biodiversidad en grupos tales como los microorganismos, hongos y aquellos que viven por debajo del suelo (la biodiversidad propia de los suelos), el conocimiento del estado de conservación de los mismos representa otra gran laguna en nuestro conocimiento, fuera de algunos estudios aislados (Souza *et al.* 2006). Una lección similar corresponde al caso de los ecosistemas de agua dulce y también marinos, si bien la esporádica información disponible hace evidente tendencias de deterioro considerables. Asimismo, el efecto de nuevas tecnologías, como los organismos genéticamente modificados, sobre los cultivos que hacen de México un importante centro de origen de agrobiodiversidad, ha sido pobremente examinado. Aun no está clara la posición gubernamental acerca de si estos materiales genéticos representan o no un patrimonio invaluable de los mexicanos y del mundo, por lo que, en consecuencia con esa posición, habría que tomar las medidas necesarias para proteger la agrobiodiversidad y los procesos de domesticación que la crearon. Nuevamente, es necesario multiplicar esfuerzos para obtener financiamiento, formación de capital humano y fortalecer las instituciones que puedan abordar estas carencias.

En el ámbito de las acciones de conservación los avances pueden reflejarse en el hecho de que ahora se tienen claras bases de priorización, un crecimiento notable de

una estrategia económicamente sustentada de conservación efectiva por medio de las AP, avances en iniciativas de conservación fuera de las AP (corredores biológicos, esfuerzos de conservación *ex situ* y pagos por servicios ambientales), así como un sólido avance en la identificación de los vacíos de conocimiento y de priorización. Sin embargo, la información emanada de este volumen cuestiona si el firme avance en acciones de conservación por sí mismo será suficiente para detener o revertir las tendencias de deterioro de nuestro capital natural que aquí se documentan.

19.2 Necesidades inmediatas de cara al futuro

Si bien hemos enumerado ya algunas de las lagunas y necesidades importantes por atender, fundamentalmente en el plano técnico, concluimos con tres puntos que representan un complemento importante, propios del plano organizativo, que sería importante considerar en el futuro inmediato, si México aspira a solidificar las bases que permitan conservar su capital natural para las siguientes generaciones.

1] *Trabajo interinstitucional y multidisciplinario.* Por una parte, se requiere desarrollar una mayor capacidad para el trabajo interinstitucional y multidisciplinario (no solo entre las ciencias naturales sino con las ciencias sociales) tanto para la generación de información como para las acciones de conservación y formación de capital humano. Como se resume en esta parte de la obra, los problemas de conservación y las acciones necesarias para encararlos no pueden ser abordados ni ser responsabilidad exclusiva de un solo sector, como el académico, ni de una sola especialidad dentro del mismo. En particular es necesario el trabajo multidisciplinario entre expertos de las ciencias naturales y sociales, así como entre sectores de diferentes tipos de instituciones, incluyendo el gubernamental, con miras a que la transversalización del tema ambiental pase de ser una necesidad evidente y una intención discursiva, a una práctica cotidiana. De la misma manera, las instituciones de enseñanza superior deben hacer esfuerzos serios para desarrollar nuevos esquemas educativos que contemplen y atiendan efectivamente tal necesidad de trabajo y adiestramiento multidisciplinario. El relativamente reciente programa de Maestría en Restauración Ecológica de la UNAM es un primer intento. Es de esperar que las instituciones educativas promuevan la creación de este tipo de programas en muchas otras partes del país.

2] *Programas de seguimiento y de alerta temprana de amenazas a la biodiversidad.* Precisamos un monitoreo nacional de largo plazo sobre el estado de los ecosistemas de México, basado en algunos indicadores esenciales, acompañado de *protocolos de alerta temprana* ante diversas problemáticas ambientales, como se menciona en los capítulos de desastres naturales, de especies invasoras y de trayectorias de cambio de los ecosistemas. Esta es una necesidad imperiosa, sobre todo frente a los previsibles impactos del cambio climático y sus ramificaciones, como el incremento en la ocurrencia de huracanes, incendios forestales, inundaciones e invasiones de especies exóticas. El trabajo de la Conabio durante una década en lo referente a la detección de incendios forestales ha sido un paso importante en esa dirección. Asimismo, un seguimiento constante y estandarizado del estado de las poblaciones de especies amenazadas y de las áreas protegidas permitirá saber si los esfuerzos de conservación realizados son los adecuados. Ante estas tareas, contamos con muchas de las herramientas técnicas necesarias para afrontarlas; lo que hace falta ahora, con urgencia, es mayor coordinación interinstitucional y mayor capacidad humana.

3] *Participación de la ciudadanía.* Se requiere incorporar a la ciudadanía en tareas de captura e incluso procesamiento básico de información importante acerca de la biodiversidad en diferentes localidades del país, como por ejemplo registros de avistamientos de aves, conteos de organismos de especies de interés especial, el seguimiento de la fenología de ciertas plantas y los polinizadores de las mismas, de manera similar a lo que se viene haciendo en otros países (véase, por ejemplo, el programa nacional de seguimiento de la fenología de Estados Unidos: *<http://www.usanpn.org>*). Esto es particularmente relevante frente al cambio climático y por sus repercusiones sobre servicios ecológicos importantes, como la polinización de plantas silvestres y cultivadas. Como antecedente digno de mención, el país ya cuenta con el sistema A ver Aves de la Conabio, en el que los interesados en el conocimiento de estos organismos pueden registrar sus observaciones y conocer las de los demás participantes; ahora es importante promoverlo y ampliarlo a otras especies o grupos de especies. Sin embargo, como ya apuntamos, más allá del seguimiento de especies con base en

la participación ciudadana, enfatizamos la urgente necesidad de "socializar" el seguimiento de *procesos ecológicos y de los servicios ambientales* que aportan nuestros ecosistemas. El caso del seguimiento del ritmo fenológico de las plantas y sus polinizadores, correlacionándolos con mediciones de variables climáticas en puntos específicamente seleccionados del país sería un buen principio.

Se necesita, en suma, lograr que la apreciación del valor de la conservación de nuestro capital natural se vuelva un tema de interés omnipresente, aceptado e incluso demandado en todos los sectores de la sociedad. La sensibilidad social es esencial para enfrentar el cambio ambiental global más importante de todos —debido a su carácter irreversible—: la extinción biológica (Dirzo y Raven 2003). Hay varias razones para ello: por las implicaciones éticas que ello conlleva; porque la conservación de la biodiversidad nos mantiene abierta la oportunidad de estudiar y entender cómo funciona el mundo natural, en tanto producto de 3 500 millones de años de evolución orgánica planetaria, la cual se manifiesta de manera privilegiada en México; porque nuestra gran diversidad cultural ha marchado aparejada con la biodiversidad, y ambas afrontan problemas formidables de conservación y su futuro está inexorablemente relacionado; y, finalmente, porque entender y valorar nuestra biodiversidad es esencial para conservar y utilizar de manera inteligente la fuente de generación de los servicios ambientales que constituyen el *Capital natural de México*.

Referencias

Bray, D.B., L. Merino-Pérez y D. Barry (eds). 2005. *The community forests of Mexico: Managing for sustainable landscapes*. University of Texas Press, Austin.

Conabio. 1998. *La diversidad biológica de México: Estudio de país, 1998*. Conabio, México.

cicc. 2007. *Estrategia nacional de cambio climático*. Comisión Intersecretarial de Cambio Climático, Semarnat, México.

Crutzen, P.J. 2002. Geology of mankind. *Nature* **415**: 23.

Dirzo, R., y P.H. Raven. 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of the Environment and Resources* **28**: 137-167.

Dirzo, R., A. Aguirre, y J.C. López (en prensa). Diversidad florística de las selvas húmedas en paisajes antropizados, en L. Arriaga e I. Espejel (eds.), *Estado de conservación de los ecosistemas forestales de México*. Semarnat, México.

Dirzo, R., E. Mendoza y P. Ortiz. 2007. Size-related differential seed predation in a heavily defaunated neotropical rain forest. *Biotropica* **3**: 355-36.

Flores-Villela, O., y P. Gerez. 1994. *Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso del suelo*. unam-Conabio, México.

Gómez-Pompa, A., y R. Dirzo (coords.) 1995. *Reservas de la biosfera y otras áreas naturales protegidas de México*. Instituto Nacional de Ecología, Semarnap-Conabio, México.

Mendoza, E., J. Fay y R. Dirzo. 2005. A quantitative analysis of forest fragmentation in Los Tuxtlas, southeast Mexico: Patterns and implications for conservation. *Revista Chilena de Historia Natural* **78**: 451-467.

Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC.

Sala, O.E., F.S. Chapin, III, J.J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfiel, *et al.* 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* **287**: 1770-1774.

Souza, V., L. Espinosa-Asuar, A.E. Escalante, L.E. Eguiarte, J. Farmer *et al.* 2006. An endangered oasis of aquatic microbial biodiversity in the Chihuahuan desert. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **103**: 6565-6570.

Autores

Abreu-Grobois, Alberto
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

Aburto Oropeza, Octavio
Universidad Autónoma de Baja California Sur

Acevedo Gasman, Francisca
Conabio
facevedo@xolo.conabio.gob.mx

Aguilar, Verónica
Dirección Técnica de Análisis y Prioridades, Conabio

Aguilar Contreras, Abigail
Herbario Medicinal, IMSS

Aguilera Peña, Martha
Consejo Nacional Consultivo Fitosanitario, Colegio de Postgraduados

Aguirre, Carlos
Universidad Autónoma de Chiapas

Aguirre Muñoz, Alfonso
Grupo de Ecología y Conservación de Islas, A.C.
alfonso.aguirre@conservaciondeislas.org

Alarcón, Jesús
Conabio

Aluja, Martín
Unidad de Entomología Aplicada, Instituto de Ecología, A.C.

Álvarez, Porfirio
Subsecretaría de Planeación y Política Ambiental, Semarnat

Álvarez Morales, Ariel
Secretaría Ejecutiva, Comisión Intersecretarial de Bioseguridad y Organismos Genéticamente Modificados

Andrade Cetto, Adolfo
Facultad de Ciencias, UNAM

Anta Fonseca, Salvador
Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible, A.C.

Antele, José
Conanp

Arias, Dulce María
UAEM

Arizmendi, María del Coro
Facultad de Estudios Superiores de Iztacala, UNAM

Arredondo Ponce Bernal, Hugo
Sagarpa, Colima

Arreola Muñoz, Arturo V.
Instituto para el Desarrollo Sustentable en Mesoamérica, A.C.

Arriaga Cabrera, Laura
Cibnor, S.C.
larriaga04@cibnor.mx

Arroyo Quiroz, Inés
FAUNAM, A.C.

Asbjornsen, Heidi
Departamento de Ecología y Manejo de Recursos Naturales, Iowa State University, EUA

Ashworth, Lorena
Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM

Astier, Marta
Grupo Interdisciplinario de Tecnología Rural Apropiada, A.C.

Ávila, Patricia
Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM

Baltazar, Baltazar
Monsanto Company

Balvanera, Patricia
Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM
pbalvane@oicos.unam.mx

Barraza, Laura
Faculty of Arts and Education, Deakin University, Burwood Campus, Victoria, Australia

Barrera-Bassols, Narciso
Instituto de Geografía, UNAM

Barrientos-Priego, Alejandro F.
Departamento de Fitotecnia, Universidad Autónoma Chapingo

Bellon, Mauricio R.
Diversity of Livelihoods Programme, Bioversity International, Italia
m.bellon@cgiar.org

Betancourt, Norma
Conanp

Bezaury-Creel, Juan
The Nature Conservancy, Programa México
jbezaury@tnc.org

Bitrán Bitrán, Daniel
Centro Nacional de Prevención de Desastres, Segob

Blanco, Segundo
Instituto de Ecología, unam

Boege, Eckart
inah
eboege@prodigy.net.mx
eboege@infosel.net.mx

Bonfil, Consuelo
Facultad de Ciencias, unam

Camargo, Teodiceldo
Instituto de Biología, unam

Campo, Julio
Instituto de Ecología, unam

Campos González, Ernesto
Instituto de Investigaciones Oceanográficas, uabc

Campos Mendoza, Antonio
Coordinación de la Investigación Científica, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo

Cantú, César
Facultad de Ciencias Forestales, uanl

Cárdenas González, Beatriz
Instituto Nacional de Ecología, Semarnat

Carvajal, María de los Ángeles
SuMar, Voces por la Naturaleza, A.C.

Casas, Alejandro
Centro de Investigaciones en Ecosistemas, unam

Castillo, Alicia
Centro de Investigaciones en Ecosistemas, unam
castillo@oikos.unam.mx

Ceballos, Gerardo
Instituto de Ecología, unam
gceballos@ecologia.unam.mx

Challenger, Antony
Subsecretaría de Planeación y Política Ambiental, Semarnat
achallenger@semarnat.gob.mx

Chauvet, Michelle
uam-Azcapotzalco

Colín, Javier
Conabio

Colunga-GarcíaMarín, Patricia
Unidad de Recursos Naturales, cicy

Contreras-Balderas, Salvador†
Bioconservación, A.C.

Contreras Martínez, Sarahy
Instituto Manantlán de Ecología y Conservación de la Biodiversidad, Universidad de Guadalajara-cucsur

Cornett, Virginia
The Nature Conservancy, Programa México

Corral Verdugo, Víctor
Universidad de Sonora

Cotler, Helena
Instituto Nacional de Ecología, Semarnat

Cruz, Isabel
Conabio

Cruz-Leyva, I. Ahmed
Instituto de Recursos Naturales, Colegio de Postgraduados

De la Maza, Javier
Natura Mexicana, A.C.

De la Maza, Roberto G.
Conanp

Díaz-Fleischer, Francisco
Laboratorio de Biotecnología y Ecología Aplicada, uv

Díaz Maeda, Pedro
Conabio

Díaz Pardo, Edmundo
Facultad de Ciencias Naturales-Biología, Universidad Autónoma de Querétaro

Dirzo, Rodolfo
unam; Department of Biological Sciences, Stanford University, EUA

Dorantes, Jesús
Centro de Genética Forestal, uv

Durán Fernández, Alejandro
Conanp

Durand, Leticia
Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, unam

Elías Gutiérrez, Manuel
Ecosur. Unidad Chetumal

Enkerlin, Ernesto
Conanp

Escalante Sandoval, Carlos A.
Facultad de Ingeniería, unam

Espinosa, Héctor
Instituto de Biología, unam

Espinosa García, Francisco J.
Cibnor, S.C.

Espinoza, José Manuel
Coordinación de la Carrera de Geografía, Facultad de Filosofía, unam

Esquivel, Rocío
Conanp

Etchevers, Jorge D.
Colegio de Postgraduados

Ezcurra, Exequiel
UC MEXUS Universitywide Headquarters, University of California, Riverside, EUA

Fernández Salas, Idelfonso
Facultad de Ciencias Biológicas, uanl

Figueroa, Fernanda
Facultad de Ciencias, unam

Flores Martínez, Arturo
Subsecretaría de Planeación y Política Ambiental, Semarnat

Flores Villela, Óscar
Museo de Zoología, Facultad de Ciencias, unam

Frías, Ricardo
Conanp

Galaviz Silva, Lucio
Facultad de Ciencias Biológicas, uanl

Galindo, Carlos
Conabio

Gálvez Mariscal, María Amanda
Departamento de Alimentos y Biotecnología, Facultad de Química, unam

García, Andrés
Instituto de Biología, unam

García de León, Francisco J.
Cibnor, S.C.

García-Rubio, Gabriela
Pronatura, A.C.

García Ruvalcaba, Salvador
Instituto Manantlán de Ecología y Conservación de la Biodiversidad; Centro Universitario de la Costa Sur; Universidad de Guadalajara

Ghillardi, Adrián
Centro de Investigaciones en Ecosistemas, unam

Gómez Mendoza, Leticia
Centro de Ciencias de la Atmósfera, unam

González, Rosa Luz
uam-Azcapotzalco

González Cano, Jaime
Conanp

González-Gaudiano, Edgar
Instituto de Investigaciones Sociales, uanl; Academia Nacional de Educación Ambiental

González Montagut, Renée
Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, A.C.

González-Padilla, Everardo
Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, unam

Graf Montero, Sergio
Instituto Manantlán de Ecología y Conservación de la Biodiversidad, Universidad de Guadalajara-cucsur

Gual Sill, Fernando
Departamento de Etología, Fauna Silvestre y Animales de Laboratorio, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, unam

Guevara, Alejandro
Universidad Iberoamericana, Ciudad de México

Gutiérrez Carbonell, David
Conanp

Gutiérrez-Granados, Gabriel
Laboratorio de Interacción Planta-Animal, Instituto de Ecología, unam

Hernández, Diana
Conabio

Herrmann, Hans
Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte, Canadá

Hoth, Jürgen
The Nature Conservancy

Huerta Ocampo, Elleli
Semarnat

Ibarra Rendón, Jorge
Cinvestav Irapuato

Illoldi, Patricia
Departamento de Zoología, Instituto de Biología, unam

Íñigo Elías, Eduardo E.
Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, EUA

Izazola, Haydea
uam-Xochimilco

Jardel Peláez, Enrique J.
Instituto Manantlán de Ecología y Conservación de la Biodiversidad, Universidad de Guadalajara-cucsur

Jiménez Espinosa, Martín
Subdirección de Riesgos Hidrometeorológicos, Centro Nacional de Prevención de Desastres

Jofre y Garfias, Alba E.
Cinvestav Irapuato

Kolb, Melanie
Conabio

Koleff, Patricia
Conabio
patricia.koleff@conabio.gob.mx

Lafón, Alberto
Universidad Autónoma de Chiapas

Lara, Yolanda
Estudios Rurales y Asesoría, A.C.

Lascuráin, Maite
Unidad de Recursos Forestales, Instituto de Ecología, A.C
maite.lascurain@inecol.edu.mx

Lazcano Villarreal, David
Facultad de Ciencias Biológicas, uanl

Lazos, Elena
Instituto de Investigaciones Sociales, unam

Linaje, Miguel
Departamento de Zoología, Instituto de Biología, unam

Lira-Noriega, Andrés
Conabio

List, Rurik
Laboratorio de Ecología y Conservación de Fauna Silvestre, Instituto de Ecología, unam

López Acosta, Juan Carlos
Centro de Investigaciones Tropicales, uv

López López, Horacio Alejandro
Conanp

López Munguía Canales, Agustín
Instituto de Biotecnología, unam

López Sagástegui, Catalina
Universidad Autónoma de Baja California Sur

López Sagástegui, Raquel
Universidad Autónoma de Baja California Sur

Lorenzo Alonso, Santiago
Semarnat

Luna, Víctor E.
Jardín Botánico "Francisco Javier Clavijero", Instituto de Ecología, A.C.

Luna Mendoza, Luciana
Grupo de Ecología y Conservación de Islas, A.C.

Magaña Rueda, Víctor
Centro de Ciencias de la Atmósfera, unam

Mandujano, María del Carmen
Departamento de Ecología de la Diversidad, Instituto de Ecología, unam

Manson, Robert H.
Instituto de Ecología, A.C.
robert.manson@inecol.edu.mx
manson@ecologia.edu.mx

March, Ignacio J.
The Nature Conservancy, Programa México
imarch@tnc.org

Martínez, Julia
Instituto Nacional de Ecología, Semarnat

Martínez, Lourdes
Instituto de Ecología, unam

Martínez Ballesté, Andrea
Departamento de Ecología de la Diversidad, Instituto de Ecología, unam

Martínez Jiménez, Maricela
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Martínez Meyer, Enrique
Instituto de Biología, unam

Martínez Palacios, Carlos Antonio
Coordinación de la Investigación Científica, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo

Martínez Ramos, Miguel
Centro de Investigaciones en Ecosistemas, unam

Masera, Omar
Centro de Investigaciones en Ecosistemas, unam

Mata Rosas, Martín
Unidad de Recursos Forestales, Instituto de Ecología, A.C.

Maunder, Mike
Fairchild Tropical Botanic Garden/Species Survival Commission, Unión Mundial para la Naturaleza

Mazari, Marisa
Instituto de Ecología, unam

Meave del Castillo, María Esther
uam-Iztapalapa

Medellín, Rodrigo A.
Instituto de Ecología, unam
medellin@miranda.ecologia.unam.mx

Mellink, Eric
Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada

Mendoza, Eduardo
Department of Biological Sciences, Stanford University, EUA

Mendoza Alfaro, Roberto
Facultad de Ciencias Biológicas, uanl

Morales Garza, Rosalinda
Educación Comunitaria, Conafe

Moreno, Elizabeth
Conabio

Moreno, Norma
Conabio

Moreno-Casasola, Patricia
Instituto de Ecología, A.C.

Munguía, Mariana
Pronatura, A.C.; Instituto de Biología, unam

Murguía, Miguel
Ubipro, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, unam

Nadal, Alejandro
El Colegio de México

Naranjo, Eduardo J.
Ecosur-San Cristóbal de Las Casas
enaranjo@sclc.ecosur.mx

Naranjo García, Edna
Instituto de Biología, unam

Navarro, Adolfo
Museo de Zoología, Facultad de Ciencias, unam

Navarro, Laura
Instituto de Ecología, unam

Ocaña, Daniel
Conabio

Ochoa, Leticia
Museo de Zoología, Facultad de Ciencias, unam

Ojeda Revah, Lina
El Colegio de la Frontera Norte

Olivera Carrasco, María Teresa
inah

Ortiz García, Sol
Secretaría Ejecutiva, Comisión Intersecretarial de Bioseguridad y Organismos Genéticamente Modificados

Paré, Luisa
Instituto de Investigaciones Sociales, unam

Paz, María Fernanda
Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, unam

Perales, Hugo
Departamento de Agroecología, Ecosur-San Cristóbal de las Casas

Pérez, José Juan
Conanp

Pérez-Gil Salcido, Ramón
faunam, A.C.

Pérez-Salicrup, Diego
Centro de Investigaciones en Ecosistemas, unam

Pérez Sandi, Mayra
Aridamérica, A.C.

Pisanty, Irene
Facultad de Ciencias, unam
ipisanty@servidor.unam.mx

Ponce Bernal, Hugo Arredondo
Sagarpa, Colima

Pujadas, Anna
Centro de Investigaciones en Ecosistemas, unam

Quesada, Mauricio
Centro de Investigaciones en Ecosistemas, unam

Ramos-Elorduy, Julieta
Instituto de Biología, unam

Remolina, José Francisco
Conanp

Rendón-von Osten, Jaime
Universidad Autónoma de Campeche

Reuter, Adrián
traffic-México

Reyes, Javier
Centro de Estudios Sociales y Ecológicos, Universidad de Guadalajara

Reyes Agüero, Juan Antonio
Instituto de Investigación de Zonas Desérticas, Universidad Autónoma de San Luis Potosí

Robles González, Alejandro
Noroeste Sustentable

Rodríguez, Hipólito
Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social-Golfo

Rodríguez Almaraz, Gabino
Facultad de Ciencias Biológicas, uanl

Rodríguez Malagón, Marlenne
Grupo de Ecología y Conservación de Islas, A.C.

Rodríguez-Trejo, Dante A.
Departamento de Bosques, Universidad Autónoma Chapingo

Romero Malpica, Francisco
uam-Xochimilco

Rosales Serna, Rigoberto
Programa de Frijol, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias

Rosenzweig, Lorenzo
Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, A.C.

Ross, Lindsay G.
Institute of Aquaculture, University of Stirling, RU

Ruelas, Ernesto
Pronatura Veracruz

Ruiz, Georgita
Conanp

Rull, Juan
Unidad de Entomología Aplicada, Instituto de Ecología, A.C.

Salazar, Irma
Instituto de Ecología, unam

Salgado Maldonado, Guillermo
Instituto de Biología, unam

Samaniego Herrera, Araceli
Grupo de Ecología y Conservación de Islas, A.C.

San Román, Jaime Eivin
Gund Institute for Ecological Economics, University of Vermont, EUA

Sánchez, Gustavo
Conanp

Sánchez Colón, Salvador
Subsecretaría de Planeación y Política Ambiental, Semarnat
salvadorsanchezcolon@prodigy.net.mx

Sánchez-Cordero, Víctor
Instituto de Biología, UNAM

Santana C., Eduardo
Instituto Manantlán de Ecología y Conservación de la Biodiversidad, Universidad de Guadalajara-CUCSUR

Santos Barrera, Georgina
Facultad de Ciencias, UNAM

Schteingart, Martha
El Colegio de México

Sifuentes, Carlos Alberto
Conanp

Soares, Denise
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Soberón, Jorge
Natural History Museum and Biodiversity Research Center, University of Kansas, EUA

Sosa-Nishizaki, Óscar
Departamento de Oceanología Biológica y Pesquera, CICESE

Suárez Morales, Eduardo
Ecosur, Unidad Chetumal

Suzán, Gerardo
Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, UNAM

Tambutti, Marcia
Conabio

Toledo, Víctor M.
Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM

Torres, Juan Francisco
Ubipro, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM

Trigo, Montserrat
Conanp

Ulloa, Raúl
Cibnor, Unidad Guaymas, Sonora

Urbán, Jorge
Universidad de Baja California Sur, La Paz

Urquiza-Haas, Tania
Conabio

Velásquez, Faustino
Comunero, comunidad indígena Nuevo San Juan Parangaricutiro

Velázquez, Alejandro
Instituto de Geografía, UNAM

Vergara, Carlos H.
Departamento de Ciencias Químico-Biológicas, Universidad de las Américas, Puebla

Vibrans, Heike
Colegio de Postgraduados

Vidal, Rosa María
Pronatura-Chiapas

Xolalpa Molina, Santiago
Herbario Medicinal, IMSS

Zambrano, Luis
Instituto de Biología, UNAM

Zarco, Alba
Instituto de Ecología, UNAM

Zertuche González, José Antonio
Instituto de Investigaciones Oceanográficas, UABC

Zizumbo-Villarreal, Daniel
Unidad de Recursos Naturales, CICY

Revisores

Álvarez Morales, Ariel
Comisión Intersecretarial de Bioseguridad de los Organismos Genéticamente Modificados

Aragón Cuevas, Flavio
Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias-Oaxaca

Benítez Badillo, Griselda
Instituto de Ecología, A.C.

Bezaury-Creel, Juan
The Nature Conservancy, México

Bocco Verdinelli, Gerardo
Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, UNAM

Boege, Eckart
INAH

Cantú, César
Facultad de Ciencias Forestales, UANL

Challenger, Antony
Subsecretaría de Planeación y Política Ambiental, Semarnat

De Jong, Bernardus B.H.J.
Ecosur-Villahermosa

Fa, John
Durrell Wildlife Conservation, RU

Flores Martínez, Arturo
Dirección General de Estadística e Información Ambiental, Semarnat

García Barrios, Luis E.
Ecosur-San Cristóbal de Las Casas

Gavito Pérez, Fernando
Dirección de Especies Prioritarias para la Conservación, Conanp

Gendron, Diane
Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, IPN

Goettsch Mittermeier, Cristina
Conservation International

Gómez-Pompa, Arturo
Centro de Investigaciones Tropicales, UV

González Espinosa, Mario
Ecosur

Graf Montero, Sergio
Instituto Manantlán de Ecología y Conservación de la Biodiversidad, Universidad de Guadalajara-CUCSUR

Guadarrama, Carlos
Centro Regional Universitario Oriente, UACh

Hernández Macías, Héctor Manuel
Instituto de Biología, UNAM

Iglesias Prieto, Roberto
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

Laborde, Javier
Instituto de Ecología, A.C.

Lazos, Elena
Instituto de Investigaciones Sociales, UNAM

Lira Saade, Rafael
Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM

Magaña Rueda, Víctor
Centro de Ciencias de la Atmósfera, UNAM

Marquet, Pablo
Center for Advanced Studies in Ecology and Biodiversity; Institute of Ecology and Biodiversity; Facultad de Ciencias Biológicas, Pontificia Universidad Católica de Chile

Medellín, Rodrigo A.
Instituto de Ecología, UNAM

Mellink, Eric
CICESE

Mendoza Alfaro, Roberto
Facultad de Ciencias Biológicas, UANL

Merino, Leticia
Instituto de Investigaciones Sociales, UNAM

Moreno-Casasola, Patricia
Instituto de Ecología, A.C.

Muñoz, Carlos
Instituto Nacional de Ecología, Semarnat

Ortega Paczka, Rafael
Dirección de Centros Regionales, UACh

Palacio Prieto, José Luis
Instituto de Geografía, unam

Peña Garcillán, Pedro
cicese

Pérez Maqueo, Octavio
Instituto de Ecología, A.C.

Ramírez Flores, Óscar M.
Dirección de Especies Prioritarias para la Conservación, Conanp

Rickards Guevara, Jorge
Agencia de Estados Unidos para el Desarrollo Ambiental

Rodrigues, Ana
Department of Zoology, University of Cambridge, EUA

Rojas González de Castilla, Susana
Consultora independiente

Sánchez-Cordero, Víctor
Instituto de Biología, unam

Sánchez Vásquez, Miguel Ángel
Ecosur

Sarti, Laura
Conanp

Taba, Suketoshi
International Maize and Wheat Improvement Center (cimmyt International)

Vovides, Andrew P.
Instituto de Ecología, A.C.

Recuadro 6.1

Cuadro-resumen de los instrumentos legales y de normatividad relacionados con la atención de las especies invasoras en México

I. Régimen internacional y regional*

Normatividad	Entrada en vigor	Contenidos
		Conservación
Convenio sobre la Diversidad Biológica	1992	Artículo 8. Conservación *in situ* Cada parte contratante, en la medida de lo posible y según proceda: *h*] Impedirá que se introduzcan, controlará o erradicará las especies exóticas que amenacen a ecosistemas, hábitats o especies;
	Mayo de 2000	Principios rectores provisionales para la prevención, introducción y mitigación de impactos de especies exóticas (decisión V/8 del cop) • *Principio rector 1: Enfoque de precaución.* Puesto que no pueden predecirse los impactos en la diversidad biológica de las especies exóticas, los esfuerzos para identificar e impedir introducciones involuntarias, así como las decisiones relativas a introducciones deliberadas deberían basarse en el enfoque de precaución [...]. • *Principio rector 2: Enfoque jerárquico en tres etapas.* En general la prevención es, con mucho, de mejor relación de costo a eficacia y preferible desde el punto de vista del medio ambiente a la adopción de medidas después de la introducción de una especie exótica invasiva [...]. • *Principio rector 3: Enfoque por ecosistemas.* Cualquier medida para enfrentarse a las especies exóticas invasivas debería basarse en el enfoque por ecosistemas [...]. • *Principio rector 4: Responsabilidad del Estado.* Los Estados deben reconocer el riesgo que pueden plantear a otros Estados si son la fuente posible de especies exóticas invasivas y deberían adoptar las medidas adecuadas para reducir a un mínimo tal riesgo [...]. • *Principio rector 5: Investigación y supervisión.* Para elaborar una base adecuada de conocimientos que atiendan al problema, los Estados deben emprender la investigación adecuada y supervisar las especies exóticas invasivas [...]. • *Principio rector 6: Educación y conciencia pública.* Los Estados deberían facilitar la educación y la sensibilización del público acerca de los riesgos correspondientes a la introducción de especies exóticas [...]. • *Principio rector 7: Control de fronteras y medidas de cuarentena* 1. Los Estados deberían aplicar medidas de control de fronteras y de cuarentena para asegurarse de que: *a*] Las introducciones deliberadas están sujetas a una autorización apropiada (principio 10); *b*] Las introducciones involuntarias o no autorizadas de especies exóticas se reducen a un mínimo. 2. Estas medidas deberían basarse en una evaluación de los riesgos que plantean las especies exóticas y de sus posibles trayectos de entrada. Deben intensificarse y ampliarse, en la medida necesaria, los actuales organismos gubernamentales competentes o autoridades, y el personal debería estar adecuadamente entrenado para aplicar estas medidas [...]. • *Principio rector 8: Intercambio de información.* Los Estados deben prestar apoyo a la elaboración de bases de datos tales como la que está actualmente elaborando el Programa Mundial sobre Especies Invasivas, a fin de recopilar y divulgar la información sobre especies exóticas que amenazan a los ecosistemas, a los hábitats y a las especies, las cuales habrían de utilizarse en el contexto de todas las actividades de prevención, introducción y mitigación [...].

Normatividad	Entrada en vigor	Contenidos
Convenio sobre la Diversidad Biológica [*cont.*]	Mayo de 2000	PRINCIPIOS RECTORES PROVISIONALES [*concluye*] • *Principio rector 9: Cooperación, incluida la creación de capacidad.* En función de la situación, la respuesta de un Estado pudiera ser meramente interna (dentro del país), o pudiera requerir la cooperación entre dos o más países […]. • *Principio rector 10: Introducción deliberada.* No debería haber ninguna introducción deliberada sin una adecuada autorización de la autoridad u organismo nacional pertinentes. Debería realizarse una evaluación de riesgos, incluida una evaluación de impactos en el medio ambiente como parte del proceso de evaluación antes de llegar a una decisión de si ha de autorizarse o no una introducción propuesta. Los Estados solamente deberían autorizar la introducción de aquellas especies exóticas que en base a esta evaluación previa no es probable que causen daños inaceptables en los ecosistemas, hábitats o especies, tanto dentro del Estado como en los Estados vecinos […]. • *Principio rector 11: Introducciones involuntarias* *1.* Todos los Estados deberían promulgar disposiciones relativas a las introducciones involuntarias (o introducciones deliberadas que ya se han establecido y han pasado a ser invasivas). Entre estas disposiciones se incluyen medidas legales y reglamentarias, instituciones y organismos con las responsabilidades correspondientes y los recursos operacionales requeridos para una intervención rápida y eficaz. *2.* Han de señalarse los trayectos comunes que llevan a introducciones involuntarias y han de promulgarse disposiciones adecuadas para reducir a un mínimo tales introducciones. Las actividades sectoriales, tales como pesquerías, agricultura, silvicultura, horticultura, transporte marítimo (incluida la descarga de aguas de lastre), transporte de superficie y aéreo, proyectos de construcción, ordenación de paisajes, acuacultura para ornamentos, turismo y cotos de caza son frecuentemente trayectos por los que se realizan introducciones involuntarias. En la legislación que exija una evaluación de los impactos medioambientales de tales actividades debe también incluirse la evaluación de los riesgos correspondientes a introducciones involuntarias de especies exóticas invasivas. • *Principio rector 12: Mitigación de impactos.* Una vez detectado el establecimiento de una especie exótica invasiva, los Estados deben adoptar medidas tales como la erradicación, retención y control para mitigar los efectos perjudiciales […]. • *Principio rector 13: Erradicación.* Cuando la erradicación sea posible y de buena relación de costo a eficacia, debe recibir prioridad ante cualesquiera otras medidas para atender a especies exóticas invasivas ya establecidas […]. • *Principio rector 14: Retención.* Cuando la erradicación no sea apropiada, limitar la propagación (retención) constituye una estrategia apropiada solamente cuando sea limitada la zona en la que se han establecido las especies invasivas y cuando sea posible la retención dentro de límites determinados […]. • *Principio rector 15: Control.* Las medidas de control deben concentrarse en reducir los daños causados más que en reducir meramente el número de las especies exóticas invasivas […].
Convención de Ramsar sobre los Humedales	1971	RESOLUCIÓN VII.14 DEL COP SOBRE HUMEDALES Y ESPECIES INVASORAS *18.* Insta a las partes contratantes a: *a*] preparar, en el ámbito de sus jurisdicciones, un inventario de especies exóticas en los humedales y a evaluarlas para identificar y dar prioridad a las que representen una amenaza para los humedales y las especies de los humedales ("evaluación del riesgo"), y a las que se puedan controlar o erradicar adecuadamente; *b*] crear programas para identificar especies invasoras prioritarias con miras a su control o erradicación; *c*] abordar en sus acciones, siempre que sea posible, el impacto ambiental, económico y social del movimiento y el transporte de especies exóticas en la propagación de las especies invasoras de humedales a nivel mundial; *d*] revisar las disposiciones legislativas e institucionales vigentes de acuerdo con la Resolución VII.7, y, cuando sea necesario, adoptar leyes y programas a fin de impedir la introducción en una jurisdicción de especies exóticas nuevas y peligrosas para el medio ambiente y el movimiento o comercio de tales especies dentro de una jurisdicción;

Normatividad	Entrada en vigor	Contenidos
Convención de Ramsar sobre los Humedales [*cont.*]	1971	Resolución VII.14 [*concluye*] *e*] desarrollar la capacidad necesaria a fin de identificar las especies exóticas nuevas y peligrosas para el medio ambiente (con inclusión de las que son objeto de ensayos con vistas a su uso en la agricultura y la horticultura) y que promuevan y velen por la aplicación de la legislación y de prácticas óptimas de gestión; *f*] propiciar la sensibilización respecto del tema de las especies exóticas nuevas y peligrosas para el medio ambiente y faciliten los recursos necesarios para su identificación y control; y *g*] colaborar con otras partes contratantes para intercambiar información y experiencia, ampliar la capacidad general para abordar el problema de las especies invasoras de humedales y promover la coordinación regional de programas de lucha contra tales especies.
Cites (Convención sobre el Comercio Internacional de Especias Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres)	1 de julio de 1975	Resolución Conf. 13.10: Comercio de especies exóticas invasoras Considerando que las especies exóticas pueden representar una importante amenaza para la diversidad biológica y que es probable que las especies de fauna y flora comercializadas sean introducidas en un nuevo hábitat como resultado del comercio internacional; Recordando las decisiones 10.54, 10.76 y 10.86, adoptadas por la Conferencia de las Partes en su 10ª reunión (Harare, 1997); La Conferencia de las Partes en la Convención recomienda a las partes que: *a*] tengan en cuenta los problemas de las especies invasoras al redactar leyes y reglamentos nacionales sobre el comercio de especímenes vivos de animales o plantas; *b*] consulten con la autoridad administrativa del país importador propuesto, siempre que sea posible y cuando proceda, al examinar las exportaciones de especies potencialmente invasoras, a fin de determinar si existen medidas internas para reglamentar esas importaciones;
Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar	10 de diciembre de 1982	Artículo 196. Utilización de tecnologías o introducción de especies extrañas o nuevas *1.* Los Estados tomarán todas las medidas necesarias para prevenir, reducir y controlar la contaminación del medio marino causada por la utilización de tecnologías bajo su jurisdicción o control, o la introducción intencional o accidental en un sector determinado del medio marino de especies extrañas o nuevas que puedan causar en él cambios considerables y perjudiciales.
Convenio Internacional para el Control y la Gestión del Agua de Lastre y los Sedimentos de los Buques	Se adoptó el 13 de febrero de 2004	Los representantes de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales en conjunto con la Secretaría de Comunicaciones y Transportes, Secretaría de Marina, Secretaría de Hacienda y Crédito Público y Secretaría de Relaciones Exteriores han acordado gestionar ante la Secretaría de Relaciones Exteriores la firma de México para su adhesión al "Convenio Internacional para el Control y la Gestión del Agua de Lastre y los Sedimentos de los Buques". La Secretaría de Comunicaciones y Transportes promoverá ante la OMI la participación de México en el nuevo proyecto que desarrolla el Programa Global para la Gestión de Agua de Lastre (GloBallast) GEF/PNUD/OMI, que tiene como objetivo asistir a países para que reduzcan la transferencia de organismos acuáticos patógenos y especies invasoras en naves, lleven a cabo los esquemas de la OMI y preparen la puesta en práctica de la nueva Convención del Agua de Lastre. Dicho proyecto será implementado en el periodo 2006-2007.
FAO, Código de Conducta para la Pesca Responsable	1995	*9.1.2.* Los Estados deberían promover el desarrollo y la ordenación responsable de la acuicultura, incluyendo una evaluación previa, disponible, de los efectos del desarrollo de la acuicultura sobre la diversidad genética y la integridad del ecosistema basada en la información científica más fidedigna.

Normatividad	Entrada en vigor	Contenidos
Organismos vivos modificados		
Protocolo de Cartagena sobre Bioseguridad	29 de enero de 2000; entró en vigor en septiembre de 2003	Protocolo del CDB que regula la transferencia, manipulación y utilización de los organismos vivos modificados (OVM). Por lo menos dos aspectos de los OVM los relacionan con especies exóticas invasoras: los OVM pueden convertirse en un especie exótica invasora y muchos de los procedimientos para evitar daños al ambiente por los OVM se podrían aplicar a las especies exóticas invasoras.
Medidas sanitarias y fitosanitarias		
Convención Internacional de Protección Fitosanitaria (CIPF/IPPC)	1997	*Artículo I.1.* Con el propósito de actuar eficaz y conjuntamente para prevenir la difusión e introducción de plagas de las plantas y productos vegetales, y promover las medidas para combatirlas, las partes contratantes se comprometen a adoptar las medidas legislativas, técnicas y administrativas que se especifican en esta Convención o en los acuerdos suplementarios que se concluyan de conformidad con el Artículo III. Establece normas internacionales para medidas fitosanitarias (NIMF) Se está estudiando la inclusión de especias invasoras y su impacto ecológico de acuerdo con el alcance de esta Convención.
Organización Norteamericana de Protección a las Plantas (NAPPO)	1976	Organismo regional de protección fitosanitaria afiliado a la FAO y a la Convención Internacional de Protección Fitosanitaria. Emite normas fitosanitarias regionales (NRMF) que funcionen como recomendaciones o directrices para la coordinación regional a fin de prevenir la introducción o dispersión de plagas. Actualmente no existe ninguna NRMF aplicable directamente a las especies invasoras, pero un panel sobre especies invasoras está en el proceso de estudiar el alcance de la cobertura que deben tener las especies invasoras según CIPF/NAPPO.
Acuerdos relacionados con el comercio		
OMC, Acuerdo sobre la aplicación de medidas sanitarias y fitosanitarias (MSF/SPS)	1 de enero de 1995	Los países pueden establecer requisitos que restringen el comercio relativos a medidas sanitarias y fitosanitarias, pero deben utilizar normas internacionales (Codex Alimentarius, Office International des Epizooties/Organización Internacional de Salud Animal y CIPF), o en caso de emplear medidas diferentes, que estén justificadas tecnológicamente y basadas en la evaluación de riesgos.
TLCAN/CCA (Comisión sobre Cooperación Ambiental de América del Norte)	1993	La Comisión sobre Cooperación Ambiental (CCA/CEC) puede desarrollar recomendaciones en relación con la introducción de especies exóticas [Art. 10(2)(h)] Proyecto: Cierre de las rutas de las especies acuáticas invasoras en América del Norte
Guías técnicas para el transporte internacional		
Organización Marítima Internacional (OMI)	27 de noviembre de 1997	Directrices para el control y la gestión del agua de lastre de los buques a fin de reducir al mínimo la transferencia de organismos acuáticos perjudiciales y agentes patógenos [Anexo a Resolución A.868(20), Asamblea 20].

* La categorización de las normas se tomó de Shine, Williams y Gündling (2000). *Guía para la elaboración de marcos jurídicos e institucionales relativos a las especies exóticas invasoras*, Unión Mundial para la Naturaleza, Cambridge.

II. Régimen nacional

Normatividad	Entrada en vigor	Contenidos
Leyes ambientales		
Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA)	13 de diciembre de 1996	Sirve como marco regulatorio de toda autorización en materia de los impactos ambientales por la realización de obras o actividades que generen o puedan generar efectos significativos sobre el ambiente o los recursos naturales.
Reglamento de la LGEEPA en materia de evaluación de impacto ambiental	30 de mayo de 2000	Capítulo II. De las obras o actividades que requieren autorización en materia de impacto ambiental y de las excepciones *Artículo 5.* Quienes pretendan llevar a cabo alguna de las siguientes obras o actividades, requerirán previamente la autorización de la Secretaría en materia de impacto ambiental: Ñ] *Plantaciones forestales:* I. Plantaciones forestales con fines comerciales en predios cuya superficie sea mayor a 20 hectáreas, las de especies exóticas a un ecosistema determinado y las que tengan como objetivo la producción de celulosa, con excepción de la forestación con fines comerciales con especies nativas del ecosistema de que se trate en terrenos preferentemente forestales, y II. Reforestación o instalación de viveros con especies exóticas, híbridos o variedades transgénicas. U] *Actividades acuícolas que puedan poner en peligro la preservación de una o más especies o causar daños a los ecosistemas:* III. Siembra de especies exóticas, híbridos y variedades transgénicas en ecosistemas acuáticos, en unidades de producción instaladas en cuerpos de agua, o en infraestructura acuícola situada en tierra.
Reglamento de la LGEEPA en materia de áreas naturales protegidas	30 de noviembre de 2000	Título Cuarto. Del establecimiento de áreas naturales protegidas Capítulo II. *De las declaratorias para el establecimiento de áreas naturales protegidas* *Artículo 61.* Las subzonas de recuperación tendrán por objeto detener la degradación de los recursos y establecer acciones orientadas hacia la restauración del área. Estas subzonas se establecerán en aquellas superficies donde se ha llevado a cabo una alteración, modificación sustancial o desaparición de los ecosistemas originales debido a actividades humanas o fenómenos naturales, caracterizándose por presentar algunos de los siguientes aspectos: […] IV. Introducción de especies exóticas. Título Sexto. De los usos, aprovechamientos y autorizaciones Capítulo I. *De los usos y aprovechamientos permitidos y de las prohibiciones* *Artículo 81.* En las áreas naturales protegidas solo podrán realizar aprovechamientos de recursos naturales que generen beneficios a los pobladores que ahí habiten y que sean acordes con los esquemas de desarrollo sustentable, la declaratoria respectiva, su programa de manejo, los programas de ordenamiento ecológico, las normas oficiales mexicanas y demás disposiciones legales aplicables.

Normatividad	Entrada en vigor	Contenidos
Reglamento de la LGEEPA en materia de áreas naturales protegidas [*cont.*]	30 de noviembre de 2000	Capítulo I. [*concluye*] Los aprovechamientos deberán llevarse a cabo para: […] II. Desarrollo de actividades y proyectos de manejo y aprovechamiento sustentable de la vida silvestre, así como agrícolas, ganaderos, agroforestales, pesqueros, acuícolas o mineros siempre y cuando: *a*] No se introduzcan especies silvestres exóticas diferentes a las ya existentes o transgénicas; *Artículo 87.* De acuerdo con la declaratoria podrán establecerse las siguientes prohibiciones, salvo que se cuente con la autorización respectiva: […] IX. Introducir ejemplares o poblaciones silvestres exóticas.
Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable	25 de febrero de 2003	Título Cuarto. Del manejo y aprovechamiento sustentable de los recursos forestales Capítulo II. *Del aprovechamiento y uso de los recursos forestales* Sección 2. De las plantaciones forestales comerciales *Artículo 85.* Queda prohibido el establecimiento de plantaciones forestales comerciales en sustitución de la vegetación primaria nativa actual de los terrenos forestales, salvo en los siguientes casos: […] La Secretaría expedirá la norma oficial mexicana que establezca las especies de vegetación forestal exótica que pongan en riesgo la biodiversidad. Título Quinto. De las medidas de conservación forestal Capítulo V. *De la reforestación y forestación con fines de conservación y restauración* *Artículo 131.* […] Los tres órdenes de gobierno impulsarán la reforestación con especies forestales autóctonas o nativas. La norma oficial mexicana definirá las especies de vegetación forestal exótica que por sus características biológicas afecten los procesos o patrones de distribución de la vegetación forestal nativa en terrenos forestales y preferentemente forestales, cuya autorización esté prohibida.
Reglamento de la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable	21 de febrero de 2005	Título Tercero. Del manejo y aprovechamiento sustentable de los recursos forestales Capítulo Segundo. *Del aprovechamiento de los recursos forestales* Sección Segunda. De las plantaciones forestales comerciales *Artículo 46.* El programa de manejo de plantación forestal comercial simplificado previsto en el artículo 87, fracción V de la Ley contendrá la información siguiente: […] VII. En caso de que las especies a plantar sean exóticas, las actividades para evitar su propagación no controlada en las áreas con vegetación forestal; *Artículo 48.* La solicitud de autorización a que se refiere el artículo anterior deberá presentarse con los anexos siguientes: […] IV. Programa de manejo de plantación forestal comercial que contenga lo siguiente: *h*] En caso de que las especies a plantar sean exóticas, las actividades para evitar su propagación no controlada en las áreas con vegetación forestal.

Normatividad	Entrada en vigor	Contenidos
Ley General de Vida Silvestre	3 de julio de 2000	Titulo V. Disposiciones comunes para la conservación y el aprovechamiento sustentable de la vida silvestre Capítulo V. *Ejemplares y poblaciones exóticos* *Artículo 27.* El manejo de ejemplares y poblaciones exóticas solo se podrá llevar a cabo en condiciones de confinamiento, de acuerdo con un plan de manejo que deberá ser previamente aprobado por la Secretaría y en el que se establecerán las condiciones de seguridad y de contingencia, para evitar los efectos negativos que los ejemplares y poblaciones exóticas pudieran tener para la conservación de los ejemplares y poblaciones nativas de la vida silvestre y su hábitat. *Artículo 28.* El establecimiento de confinamientos solo se podrá realizar de conformidad con lo establecido en las disposiciones aplicables, con la finalidad de prevenir y minimizar los efectos negativos sobre los procesos biológicos y ecológicos, así como la sustitución o desplazamiento de poblaciones de especies nativas que se distribuyan de manera natural en el sitio. Título VIII. Medidas de control y de seguridad, infracciones y sanciones Capítulo V. *Infracciones y sanciones administrativas* *Artículo 122.* Son infracciones a lo establecido en esta Ley: […] VI. Manejar ejemplares de especies exóticas fuera de confinamiento controlado o sin respetar los términos del plan de manejo aprobado.
Ley de Pesca	25 de junio de 1992	Es el marco regulatorio de la pesca y acuacultura nacionales; se orienta hacia el desarrollo pleno y sostenido de la actividad pesquera y acuícola y da certidumbre a aquellos que participan a lo largo de toda la cadena productiva.
Reglamento de la Ley de Pesca	29 de septiembre de 1999	Título tercero. De la acuacultura Capítulo V. *De la introducción de especies vivas en cuerpos de agua de jurisdicción federal* *Artículo 125.* Los interesados en obtener la autorización para introducir especies vivas en cuerpos de agua de jurisdicción federal, deberán cumplir con los requisitos siguientes: […] IV. En el caso de especies que no existan en forma natural en aguas nacionales, además de la información establecida en la fracción I y de los documentos señalados en la fracción II de este artículo, se deberá presentar el estudio técnico con bibliografía referente a la biología y hábitos de la especie a introducir, y V. En el caso de que se pretenda introducir especies exóticas, además de la información establecida en la fracción I y de los documentos señalados en la fracción II de este artículo, se deberá presentar la descripción del posible efecto que causaría la introducción de la especie sobre la flora y fauna nativas, y particularmente la de las especies sujetas a algún régimen de protección especial, de conformidad con las normas y demás disposiciones legales aplicables. Dicha autorización estará sujeta a las disposiciones contenidas en las normas que expida la Secretaría. *Artículo 126.* La introducción de especies vivas que no existan de forma natural en el cuerpo de agua de jurisdicción federal receptor, la Secretaría, considerando la opinión del Instituto Nacional de la Pesca y observando el periodo de cuarentena previo, resolverá sobre la procedencia de la misma. Para tal efecto, el solicitante deberá cumplir con los requisitos previstos en las normas que para tal efecto expida la Secretaría.

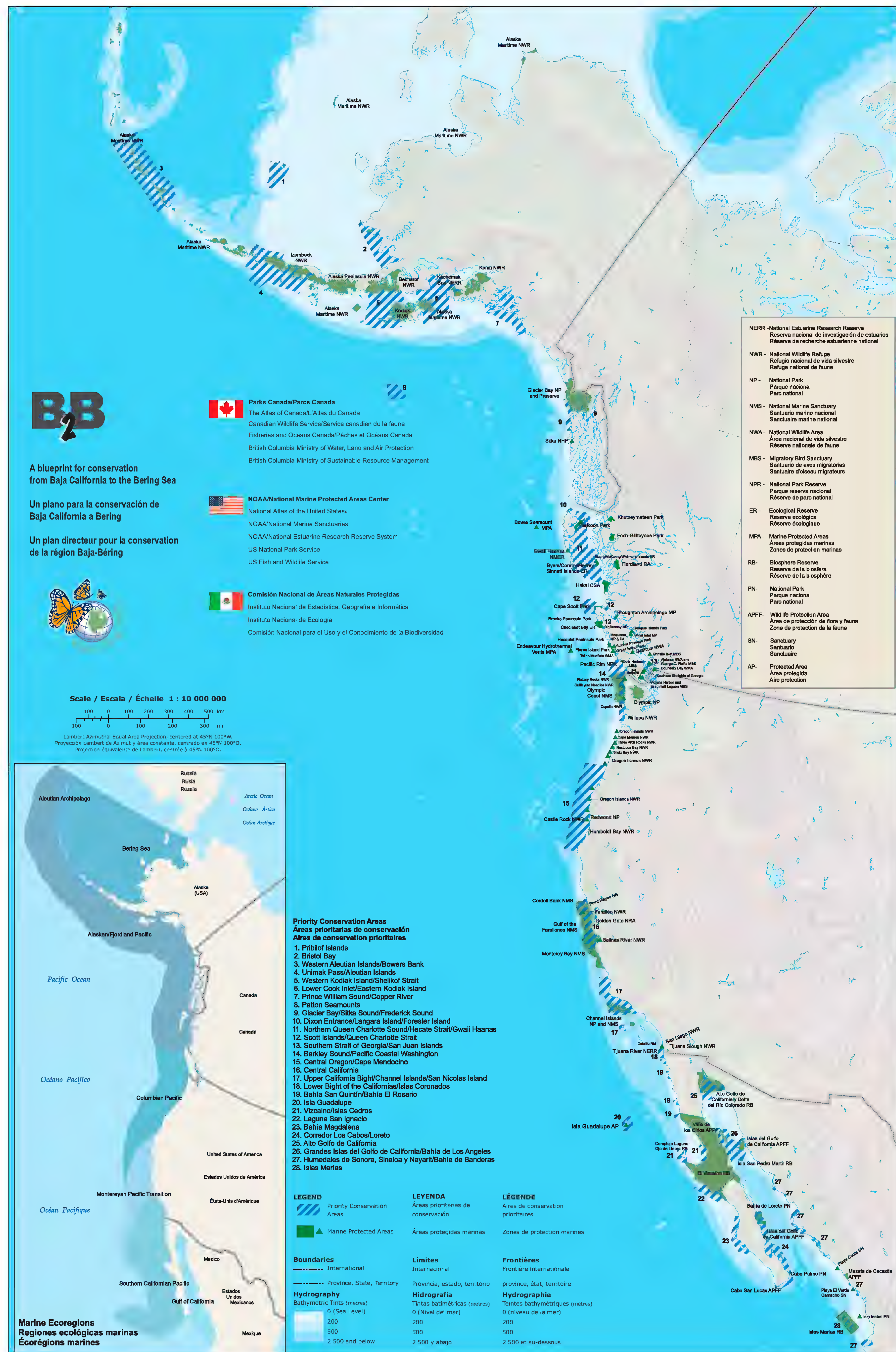
Normatividad	Entrada en vigor	Contenidos
Carta Nacional Pesquera		La Ley de Pesca confiere a la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación la facultad para elaborar, publicar y mantener actualizada la Carta Nacional Pesquera, previa su sanción por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. La Carta Nacional Pesquera deberá contener: 1. Inventario de los recursos pesqueros en aguas de jurisdicción federal susceptibles de aprovechamiento. 2. La determinación del esfuerzo pesquero susceptible de aplicarse por especie o grupo de especies en un área determinada. 3. Lineamientos, estrategias y demás previsiones para preservar, proteger, restaurar y aprovechar los recursos acuáticos y para realizar actividades productivas y demás obras sin afectar los ecosistemas respectivos. La CNP contiene un inventario de la ictiofauna dulceacuícola distribuida en México, en donde se puede observar la gran cantidad de especies introducidas, exóticas y nativas nacionales translocadas, es decir, trasladadas de sus lugares de origen hacia otras regiones del propio país convirtiéndolas en especies exóticas. Lo anterior puede considerarse como un indicador de presión que afecta seriamente la vida silvestre, en particular porque la mayor parte de estas introducciones se han realizado vía actividades acuícolas y acuaculturales.
		Leyes sanitarias
Ley Federal de Sanidad Vegetal y su reglamento	5 de enero de 1994	Título Primero. Disposiciones generales Capítulo II. *Conceptos* *Artículo 5.* Para los efectos de la ley se entiende por: *Cuarentenas:* restricciones a la movilización de mercancías que se establecen en normas oficiales, con el propósito de prevenir o retardar la introducción de plagas en áreas donde no se sabe que existan. Por sus objetivos podrán ser exteriores, si previenen la introducción y presencia de plagas exóticas, o interiores, si retardan la propagación, controlan o erradican cualquier plaga que se haya introducido; *Plaga exótica:* la que es originaria de otro país; Título Segundo. De la protección fitosanitaria Capítulo V. *Del Dispositivo Nacional de Emergencia de Sanidad Vegetal* *Artículo 47.* La Secretaría podrá acordar y convenir con los gobiernos de los estados, organismos auxiliares y particulares interesados, la creación de uno o varios fondos de contingencia para afrontar inmediatamente las emergencias fitosanitarias que surjan por la presencia de plagas exóticas o existentes en el territorio nacional, que pongan en peligro el patrimonio agrícola o forestal del país.
Ley Federal de Sanidad Animal	18 de junio de 1993	Título Primero. Disposiciones generales Capítulo II. *Conceptos* *Artículo 2.* Para los efectos de esta ley, se entiende por: *Enfermedad o plaga exótica:* la que es extraña en el territorio nacional o en una región del mismo; Capítulo VII. *Del Dispositivo Nacional de Emergencia de Sanidad Animal* *Artículo 35.* La Secretaría en los términos del reglamento de esta Ley integrará y operará el Dispositivo Nacional de Emergencia de Sanidad Animal y expedirá las normas oficiales que establezcan las medidas de seguridad que deberán aplicarse al caso particular en el que se diagnostique la presencia de una enfermedad o plaga exótica de los animales.

Normatividad	Entrada en vigor	Contenidos
Normas y acuerdos		
Semarnat	6 de marzo de 2002	Norma oficial mexicana NOM-059-SEMARNAT-2001, Protección Ambiental – Especies Nativas de México de Flora y Fauna Silvestres – Categorías de Riesgo y Especificaciones para su Inclusión, Exclusión o Cambio – Lista de Especies en Riesgo.
Sagarpa	26 de marzo de 2002	Acuerdo que establece la clasificación y codificación de mercancías cuya importación está sujeta a regulación por parte de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Publicado en el DOF el 26 de marzo de 2002 y las dos reformas del mismo de fechas 12 de febrero de 2003 y 24 de diciembre de 2003.
	26 de febrero de 1996	Norma oficial mexicana NOM-006-FITO-1995, por la que se establecen los requisitos mínimos aplicables a situaciones generales que deberán cumplir los vegetales, sus productos y subproductos que se pretendan importar cuando estos no estén establecidos en una norma oficial específica.
	30 de noviembre de 1998	Norma oficial mexicana NOM-007-FITO-1995, por la que se establecen los requisitos fitosanitarios y especificaciones para la importación de material vegetal propagativo.
	16 de enero de 1997	Norma oficial mexicana NOM-035-FITO-1995, por la que se establecen los requisitos y especificaciones fitosanitarias para la aprobación de personas físicas como unidades de verificación.
	30 de septiembre de 1996	Norma oficial mexicana NOM-036-FITO-1995, por la que se establecen los criterios para la aprobación de personas morales interesadas en fungir como laboratorios de diagnóstico fitosanitario y análisis de plaguicidas.
	1 de marzo de 2000	Norma oficial mexicana NOM-043-FITO-1999, especificaciones para prevenir la introducción de malezas cuarentenarias a México.
	16 de enero de 1998	Norma oficial mexicana NOM-062-FITO-1995, por la que se establecen los requisitos y especificaciones fitosanitarios para la importación de vegetales, sus productos y subproductos por medio de correo o servicios de mensajería.
	16 de agosto de 1994	Norma oficial mexicana NOM-010-PESC-1993, que establece los requisitos sanitarios para la importación de organismos acuáticos vivos en cualesquiera de sus fases de desarrollo, destinados a la acuacultura u ornato, en el territorio nacional.
	16 de agosto de 1994	Norma oficial mexicana NOM-011-PESC-1993, para regular la aplicación de cuarentenas, a efecto de prevenir la introducción y dispersión de enfermedades certificables y notificables, en la importación de organismos acuáticos vivos en cualesquiera de sus fases de desarrollo, destinados a la acuacultura y ornato en los Estados Unidos Mexicanos.

Normatividad	Entrada en vigor	Contenidos
Convención Internacional de Protección Fitosanitaria (CIPF)		NIMF 1: Principios de cuarentena fitosanitaria en relación con el comercio internacional NIMF 2: Directrices para el análisis del riesgo de plagas NIMF 3: Código de conducta para la importación y liberación de agentes exóticos de control biológico NIMF 4: Requisitos para el establecimiento de áreas libres de plagas NIMF 5: Glosario de términos fitosanitarios NIMF 6: Directrices para la vigilancia NIMF 7: Sistema de certificación para la exportación NIMF 8: Determinación de la situación de una plaga en un área NIMF 9: Directrices para los programas de erradicación de plagas NIMF 10: Requisitos para el establecimiento de lugares de producción libres de plagas y sitios de producción libres de plagas NIMF 11: Análisis de riesgo de plagas para plagas cuarentenarias NIMF 12: Directrices para los certificados fitosanitarios NIMF 13: Directrices para la notificación de incumplimiento y acción de emergencia NIMF 14: Medidas integradas para el manejo del riesgo de plagas (sistemas integrados) NIMF 15: Directrices para reglamentar material para embalaje de madera utilizado en el transporte de productos básicos NIMF 16: Plagas no cuarentenarias reglamentadas: concepto y aplicación NIMF 17: Presentación de informes de plagas NIMF 18: Directrices para utilizar la irradiación como medida fitosanitaria NIMF 19: Directrices sobre las listas de plagas reglamentadas NIMF 20: Directrices sobre un sistema fitosanitario de reglamentación de importaciones NIMF 21: Análisis de riesgo de plagas para plagas no cuarentenarias reglamentadas.
Convención Internacional de Protección Fitosanitaria (CIPF)		NIMF 1: Norma de la NAPPO para áreas libres de plagas NIMF 2: Directrices para los programas de verificación en origen NIMF 4: Normas de irradiación de la NAPPO: directrices para el uso de la irradiación como tratamiento fitosanitario NIMF 5: Glosario de términos fitosanitarios de la NAPPO NIMF 6: Directrices para la elaboración y enmienda de las normas de la NAPPO sobre medidas fitosanitarias NIMF 7: Directrices sobre la petición para la liberación de agentes entomófagos exóticos para el control biológico de plagas NIMF 8: Acreditación de personas para firmar certificados fitosanitarios federales NIMF 9: Acreditación de laboratorios de análisis fitosanitarios NIMF 12: Directrices sobre la petición para la liberación de agentes fitófagos exóticos para el control biológico de malezas NIMF 14: Importación y liberación en el medio ambiente de plantas transgénicas en los países miembros de la NAPPO NIMF 22: Directrices para la construcción y operación de una instalación de contención para insectos y ácaros que se utilizan como agentes de control biológico NIMF 23: Directrices para los envíos en tránsito NIMF 24: Medidas integradas de manejo del riesgo de plagas para la importación de plantas para plantar en los países miembros de la NAPPO.

Recuadro 10.2 (figura 2)

Áreas marinas prioritarias para la conservación: Baja California al Mar de Bering



Mapa de las áreas prioritarias para la conservación en América del Norte, que incluye importantes áreas marinas protegidas. Mapa interno, muestra las ecorregiones marinas de nivel I.

Apéndice 11.1

Lista de las especies consideradas migratorias por la Neotropical Migratory Bird Conservation Act (2000).[1] Se indica las que se enlistan en la NOM-059-SEMARNAT-2001 (Semarnat 2002) y que están registradas como declinando de manera significativa.

Especie	Nombre común en español[2]	Nombre común en inglés	NOM-059-SEMARNAT-2001[3]	La especie declina según	
				Sauer *et al.* (2004)	Rappole (1995)
Orden Podicipediformes					
Podilymbus podiceps	Zambullidor pico grueso	Pied-billed Grebe			
Podiceps nigricollis	Zambullidor orejudo	Eared Grebe			
Aechmophorus occidentalis	Achichilique pico amarillo	Western Grebe			
Aechmophorus clarkii	Achichilique pico naranja	Clark's Grebe			
Orden Pelecaniformes					
Pelecanus erythrorhynchos	Pelícano blanco	American White Pelican			
Pelecanus occidentalis	Pelícano pardo	Brown Pelican			
Phalacrocorax brasilianus	Cormorán olivaceo	Neotropic Cormorant			
Phalacrocorax auritus	Cormorán orejudo	Double-crested Cormorant			
Anhinga anhinga	Anhinga americana	Anhinga			
Orden Ciconiiformes					
Botaurus lentiginosus	Avetoro norteño	American Bittern			
Ixobrychus exilis	Avetoro mínimo	Least Bittern			
Ardea herodias	Garza morena	Great Blue Heron			
Ardea alba	Garza blanca	Great Egret			
Egretta thula	Garceta pie-dorado	Snowy Egret			
Egretta caerulea	Garceta azul	Little Blue Heron			
Egretta tricolor	Garceta tricolor	Tricolored Heron			
Egretta rufescens	Garceta rojiza	Reddish Egret	Pr		
Bubulcus ibis	Garza ganadera	Cattle Egret			
Butorides virescens	Garceta verde	Green Heron			
Nycticorax nycticorax	Pedrete corona negra	Black-crowned Night-Heron			
Nyctanassa violacea	Pedrete corona clara	Yellow-crowned Night-Heron			
• *N. violacea gravirostris*			A		

Especie	Nombre común en español[2]	Nombre común en inglés	NOM-059-SEMARNAT-2001[3]	La especie declina según	
				Sauer *et al.* (2004)	Rappole (1995)
Eudocimus albus	Ibis blanco	White Ibis			
Plegadis falcinellus	Ibis cara oscura	Glossy Ibis			
Plegadis chihi	Ibis cara blanca	White-faced Ibis			
Ajaia ajaja	Espátula rosada	Roseate Spoonbill			
Mycteria americana	Cigüeña americana	Wood Stork			
Coragyps atratus	Zopilote común	Black Vulture			
Cathartes aura	Zopilote aura	Turkey Vulture			
Orden Anseriformes					
Dendrocygna autumnalis	Pijije ala blanca	Black-bellied Whistling-Duck			
Dendrocygna bicolor	Pijije canelo	Fulvous Whistling-Duck			
Anser albifrons	Ganso careto mayor	Greater White-fronted Goose			
Chen caerulescens	Ganso blanco	Snow Goose			
Aix sponsa	Pato arcoiris	Wood Duck			
Anas strepera	Pato friso	Gadwall			
Anas americana	Pato chalcuan	American Wigeon			
Anas platyrhynchos • *A. platyrhynchos diazi*	Pato de collar	Mallard	 A		
Anas discors	Cerceta ala azul	Blue-winged Teal			
Anas cyanoptera	Cerceta canela	Cinnamon Teal			
Anas clypeata	Pato cucharon norteño	Northern Shoveler			
Anas acuta	Pato golondrino	Northern Pintail			
Anas crecca	Cerceta ala verde	Green-winged Teal			
Aythya valisineria	Pato coacoxtle	Canvasback			
Aythya americana	Pato cabeza roja	Redhead			
Aythya collaris	Pato pico anillado	Ring-necked Duck			
Aythya affinis	Pato boludo-menor	Lesser Scaup			
Lophodytes cucullatus	Mergo cresta blanca	Hooded Merganser			
Mergus serrator	Mergo copetón	Red-breasted Merganser			
Oxyura jamaicensis	Pato tepalcate	Ruddy Duck			

Especie	Nombre común en español[2]	Nombre común en inglés	NOM-059-SEMARNAT-2001[3]	La especie declina según	
				Sauer *et al.* (2004)	Rappole (1995)
Orden Falconiformes					
Pandion haliaetus	Gavilán pescador	Osprey			
Elanoides forficatus	Milano tijereta	Swallow-tailed Kite	Pr		
Ictinia mississippiensis	Milano de Misisipi	Mississippi Kite	Pr		
Circus cyaneus	Gavilán rastrero	Northern Harrier			
Accipiter striatus	Gavilán pecho rufo	Sharp-shinned Hawk	Pr		•
Accipiter cooperii	Gavilán de Cooper	Cooper's Hawk	Pr		
Buteogallus anthracinus	Aguililla-negra menor	Common Black-Hawk	Pr		
Buteo platypterus	Aguililla ala ancha	Broad-winged Hawk	Pr		•
Buteo swainsoni	Aguililla de Swainson	Swainson's Hawk	Pr		•
Buteo jamaicensis • *B. jamaicensis fumosus* • *B. jamaicensis socorroensis*	Aguililla cola roja	Red-tailed Hawk	 Pr P		
Buteo regalis	Aguililla real	Ferruginous Hawk	Pr		
Falco sparverius	Cernícalo americano	American Kestrel			•
Falco columbarius	Halcón esmerejon	Merlin			
Falco peregrinus	Halcón peregrino	Peregrine Falcon	Pr		
Falco mexicanus	Halcón mexicano	Prairie Falcon	A		
Orden Gruiformes					
Laterallus jamaicensis • *L. jamaicensis coturniculus*	Polluela negra	Black Rail	 P		
Rallus elegans • *R. elegans tenuirostris*	Rascón real	King Rail	Pr P		
Rallus limicola	Rascón limícola	Virginia Rail	Pr		
Porzana carolina	Polluela sora	Sora			
Porphyrula martinica	Gallineta morada	Purple Gallinule			
Gallinula chloropus	Gallineta frente roja	Common Moorhen			
Fulica americana	Gallareta americana	American Coot			
Grus canadensis	Grulla gris	Sandhill Crane	Pr		

Especie	Nombre común en español[2]	Nombre común en inglés	NOM-059-SEMARNAT-2001[3]	La especie declina según	
				Sauer *et al.* (2004)	Rappole (1995)
Orden Charadriiformes					
Pluvialis squatarola	Chorlo gris	Black-bellied Plover			
Pluvialis dominica	Chorlo dominico	American Golden-Plover			
Charadrius alexandrinus	Chorlo nevado	Snowy Plover			
Charadrius wilsonia	Chorlo pico grueso	Wilson's Plover			
Charadrius semipalmatus	Chorlo semipalmeado	Semipalmated Plover			
Charadrius melodus	Chorlo chiflador	Piping Plover	P		
Charadrius vociferus	Chorlo tildio	Killdeer			
Charadrius montanus	Chorlo llanero	Mountain Plover	A		
Haematopus palliatus	Ostrero americano	American Oystercatcher			
Himantopus mexicanus	Candelero americano	Black-necked Stilt			
Recurvirostra americana	Avoceta americana	American Avocet			
Tringa melanoleuca	Patamarilla mayor	Greater Yellowlegs			
Tringa flavipes	Patamarilla menor	Lesser Yellowlegs			
Tringa solitaria	Playero solitario	Solitary Sandpiper			
Catoptrophorus semipalmatus	Playero pihuihui	Willet			
Heteroscelus incanus	Playero vagabundo	Wandering Tattler			
Actitis macularia	Playero alzacolita	Spotted Sandpiper			
Bartramia longicauda	Zarapito ganga	Upland Sandpiper			•
Numenius borealis	Zarapito boreal	Eskimo Curlew	P		
Numenius phaeopus	Zarapito trinador	Whimbrel			•
Numenius americanus	Zarapito pico largo	Long-billed Curlew		•	
Limosa haemastica	Picopando ornamentado	Hudsonian Godwit			
Limosa fedoa	Pocipando canelo	Marbled Godwit			
Arenaria interpres	Vuelvepiedras rojizo	Ruddy Turnstone			
Aphriza virgata	Playero roquero	Surfbird			
Calidris canutus	Playero canuto	Red Knot			
Calidris alba	Playero blanco	Sanderling			•
Calidris pusilla	Playero semipalmeado	Semipalmated Sandpiper			

Especie	Nombre común en español[2]	Nombre común en inglés	NOM-059-SEMARNAT-2001[3]	La especie declina según	
				Sauer *et al.* (2004)	Rappole (1995)
Calidris mauri	Playero occidental	Western Sandpiper			
Calidris minutilla	Playero chichicuilote	Least Sandpiper			
Calidris fuscicollis	Playero rabadilla blanca	White-rumped Sandpiper			
Calidris bairdii	Playero de Baird	Baird's Sandpiper			
Calidris melanotos	Playero pectoral	Pectoral Sandpiper			
Calidris himantopus	Playero zancon	Stilt Sandpiper			
Tryngites subruficollis	Playero leonado	Buff-breasted Sandpiper			
Limnodromus griseus	Costurero pico corto	Short-billed Dowitcher			•
Limnodromus scolopaceus	Costurero pico largo	Long-billed Dowitcher			
Gallinago gallinago	Agachona comun	Common Snipe			
Phalaropus tricolor	Falaropo cuello largo	Wilson's Phalarope			
Phalaropus lobatus	Falaropo cuello rojo	Red-necked Phalarope			
Phalaropus fulicaria	Falaropo pico grueso	Red Phalarope			
Larus atricilla	Gaviota reidora	Laughing Gull			
Larus pipixcan	Gaviota de Franklin	Franklin's Gull			•
Larus philadelphia	Gaviota de Bonaparte	Bonaparte's Gull			
Larus delawarensis	Gaviota pico anillado	Ring-billed Gull			
Larus californicus	Gaviota californiana	California Gull			
Larus argentatus	Gaviota plateada	Herring Gull			
Larus occidentalis	Gaviota occidental	Western Gull			
Larus glaucescens	Gaviota ala glauca	Glaucous-winged Gull			
Xema sabini	Gaviota cola hendida	Sabine's Gull			
Sterna nilotica	Charrán pico grueso	Gull-billed Tern			
Sterna caspia	Charrán caspia	Caspian Tern			
Sterna maxima	Charrán real	Royal Tern			
Sterna elegans	Charrán elegante	Elegant Tern	Pr		
Sterna sandvicensis	Charrán de Sandwich	Sandwich Tern			
Sterna dougallii	Charrán rosado	Roseate Tern	Pr		
Sterna hirundo	Charrán común	Common Tern			

Especie	Nombre común en español[2]	Nombre común en inglés	NOM-059-SEMARNAT-2001[3]	La especie declina según	
				Sauer *et al.* (2004)	Rappole (1995)
Sterna forsteri	Charrán de Forster	Forster's Tern			
Sterna antillarum • *S. antillarum browni*	Charrán mínimo	Least Tern	Pr P		
Sterna fuscata	Charrán sombrío	Sooty Tern			
Chlidonias niger	Charran negro	Black Tern			
Rynchops niger	Rayador americano	Black Skimmer			
Columbiformes					
Columba leucocephala	Paloma corona blanca	White-crowned Pigeon	A		
Columba flavirostris	Paloma morada	Red-billed Pigeon			
Columba fasciata • *C. fasciata vioscae*	Paloma de collar	Band-tailed Pigeon	 Pr	•	
Zenaida asiatica	Paloma ala blanca	White-winged Dove			
Zenaida macroura	Paloma huilota	Mourning Dove			
Orden Cuculiformes					
Coccyzus erythropthalmus	Cuclillo pico negro	Black-billed Cuckoo		•	•
Coccyzus americanus	Cuclillo pico amarillo	Yellow-billed Cuckoo		•	•
Coccyzus minor	Cuclillo manglero	Mangrove Cuckoo			
Orden Strigiformes					
Micrathene whitneyi • *M. whitneyi graysoni*	Tecolote enano	Elf Owl	 E		
Athene cunicularia • *A. cunicularia rostrata*	Tecolote llanero	Burrowing Owl	 P		
Asio flammeus	Búho cuerno corto	Short-eared Owl			•
Orden Caprimulgiformes					
Chordeiles acutipennis	Chotacabras menor	Lesser Nighthawk			
Chordeiles minor	Chotacabras zumbón	Common Nighthawk		•	
Phalaenoptilus nuttallii	Tapacamino tevii	Common Poorwill			
Caprimulgus carolinensis	Tapacamino de Carolina	Chuck-will's-widow		•	
Caprimulgus vociferus	Tapacamino cuerporruin-norteño	Whip-poor-will		•	•

Especie	Nombre común en español[2]	Nombre común en inglés	NOM-059-SEMARNAT-2001[3]	La especie declina según	
				Sauer *et al.* (2004)	Rappole (1995)
Orden Apodiformes					
Cypseloides niger	Vencejo negro	Black Swift			
Chaetura pelagica	Vencejo de chimenea	Chimney Swift		•	
Chaetura vauxi	Vencejo de Vaux	Vaux's Swift			
Aeronautes saxatalis	Vencejo pecho blanco	White-throated Swift			
Cynanthus latirostris • *C. latirostris lawrencei*	Colibrí pico ancho	Broad-billed Hummingbird	 Pr		
Amazilia yucatanensis	Colibrí yucateco	Buff-bellied Hummingbird			
Amazilia violiceps	Colibrí corona violeta	Violet-crowned Hummingbird			
Lampornis clemenciae	Colibrí garganta azul	Blue-throated Hummingbird			
Eugenes fulgens	Colibrí magnifico	Magnificent Hummingbird			
Archilochus colubris	Colibrí garganta rubí	Ruby-throated Hummingbird			•
Archilochus alexandri	Colibrí barba negra	Black-chinned Hummingbird			
Calypte anna	Colibrí cabeza roja	Anna's Hummingbird			
Calypte costae	Colibrí cabeza violeta	Costa's Hummingbird			
Stellula calliope	Colibrí garganta rayada	Calliope Hummingbird			
Selasphorus platycercus	Zumbador cola ancha	Broad-tailed Hummingbird			
Selasphorus rufus	Zumbador rufo	Rufous Hummingbird		•	
Selasphorus sasin	Zumbador de Allen	Allen's Hummingbird			
Orden Trogoniformes					
Trogon elegans	Trogón elegante	Elegant Trogon			
Orden Coraciiformes					
Ceryle alcyon	Martin-pescador norteño	Belted Kingfisher			
Orden Piciformes					
Sphyrapicus varius	Chupasavia maculado	Yellow-bellied Sapsucker			
Sphyrapicus nuchalis	Chupasavia nuca roja	Red-naped Sapsucker			
Sphyrapicus ruber	Chupasavia cabeza roja	Red-breasted Sapsucker			
Orden Passeriformes					
Camptostoma imberbe	Mosquero lampiño	Northern Beardless-Tyrannulet			
Contopus cooperi	Pibí boreal	Olive-sided Flycatcher		•	

Especie	Nombre común en español[2]	Nombre común en inglés	NOM-059-SEMARNAT-2001[3]	La especie declina según	
				Sauer *et al.* (2004)	**Rappole (1995)**
Contopus pertinax	Pibí tengofrio	Greater Pewee			
Contopus sordidulus • *C. sordidulus peninsulae*	Pibí occidental	Western Wood-Pewee	 Pr	•	•
Contopus virens	Pibí oriental	Eastern Wood-Pewee		•	•
Empidonax flaviventris	Mosquero vientre amarillo	Yellow-bellied Flycatcher			•
Empidonax virescens	Mosquero verdoso	Acadian Flycatcher			•
Empidonax alnorum	Mosquero ailero	Alder Flycatcher			
Empidonax traillii	Mosquero saucero	Willow Flycatcher			
Empidonax minimus	Mosquero mínimo	Least Flycatcher		•	•
Empidonax hammondii	Mosquero de Hammond	Hammond's Flycatcher			
Empidonax wrightii	Mosquero gris	Gray Flycatcher			
Empidonax oberholseri	Mosquero oscuro	Dusky Flycatcher			
Empidonax difficilis • *E. difficilis cineritius*	Mosquero californiano	Pacific-slope Flycatcher	 Pr		
Empidonax occidentalis	Mosquero barranqueño	Cordilleran Flycatcher			
Empidonax fulvifrons	Mosquero pecho leonado	Buff-breasted Flycatcher			
Sayornis phoebe	Papamosca fibi	Eastern Phoebe			
Sayornis saya	Papamoscas llanero	Say's Phoebe			
Pyrocephalus rubinus	Mosquero cardenal	Vermilion Flycatcher			
Myiarchus tuberculifer	Papamoscas triste	Dusky-capped Flycatcher		•	
Myiarchus cinerascens	Papamoscas cenizo	Ash-throated Flycatcher			
Myiarchus crinitus	Papamoscas viajero	Great Crested Flycatcher			•
Myiarchus tyrannulus	Papamoscas tirano	Brown-crested Flycatcher			
Myiodynastes luteiventris	Papamoscas atigrado	Sulphur-bellied Flycatcher			
Tyrannus melancholicus	Tirano tropical	Tropical Kingbird			
Tyrannus couchii	Tirano silbador	Couch's Kingbird			
Tyrannus vociferans	Tirano gritón	Cassin's Kingbird			
Tyrannus crassirostris	Tirano pico grueso	Thick-billed Kingbird			
Tyrannus verticalis	Tirano pálido	Western Kingbird			

Especie	Nombre común en español[2]	Nombre común en inglés	NOM-059-SEMARNAT-2001[3]	La especie declina según	
				Sauer *et al.* (2004)	Rappole (1995)
Tyrannus tyrannus	Tirano dorso negro	Eastern Kingbird		•	
Tyrannus dominicensis	Tirano gris	Gray Kingbird			
Tyrannus forficatus	Tirano-tijereta rosado	Scissor-tailed Flycatcher			•
Lanius ludovicianus	Alcaudón verdugo	Loggerhead Shrike			
Vireo griseus • *Vireo griseus perquisitor*	Vireo ojo blanco	White-eyed Vireo	 A		•
Vireo bellii	Vireo de Bell	Bell's Vireo		•	
Vireo atricapillus	Vireo gorra negra	Black-capped Vireo	P		
Vireo vicinior	Vireo gris	Gray Vireo			
Vireo flavifrons	Vireo garganta amarilla	Yellow-throated Vireo			•
Vireo plumbeus	Vireo plomizo	Plumbeous Vireo			
Vireo cassinii	Vireo de Cassin	Cassin's Vireo			
Vireo solitarius • *V.solitarius lucasanus*	Vireo anteojillo	Blue-headed Vireo	 Pr		•
Vireo gilvus • *V. gilvus victoriae*	Vireo gorjeador	Warbling Vireo	 Pr		•
Vireo philadelphicus	Vireo de Filadelfia	Philadelphia Vireo			
Vireo olivaceus	Vireo ojo rojo	Red-eyed Vireo			•
Vireo flavoviridis	Vireo verdeamarillo	Yellow-green Vireo			
Vireo altiloquus	Vireo bigotudo	Black-whiskered Vireo			
Progne subis	Golondrina azulnegra	Purple Martin			
Tachycineta bicolor	Golondrina bicolor	Tree Swallow			
Tachycineta thalassina	Golondrina verdemar	Violet-green Swallow			
Stelgidopteryx serripennis	Golondrina ala aserrada	Northern Rough-winged Swallow			
Riparia riparia	Golondrina ribereña	Bank Swallow			
Petrochelidon pyrrhonota	Golondrina risquera	Cliff Swallow			
Petrochelidon fulva	Golondrina pueblera	Cave Swallow			
Hirundo rustica	Golondrina tijereta	Barn Swallow		•	•
Troglodytes aedon • *T. aedon beani*	Chivirín saltapared	House Wren	 Pr		

Especie	Nombre común en español[2]	Nombre común en inglés	NOM-059-SEMARNAT-2001[3]	La especie declina según	
				Sauer *et al.* (2004)	Rappole (1995)
Cistothorus platensis	Chivirín sabanero	Sedge Wren			•
Cistothorus palustris	Chivirín pantanero	Marsh Wren			
Regulus calendula • *R. caléndula obscurus*	Reyezuelo de rojo	Ruby-crowned Kinglet	 P		
Polioptila caerulea	Perlita azulgris	Blue-gray Gnatcatcher			•
Sialia sialis	Azulejo garganta canela	Eastern Bluebird			
Sialia mexicana	Azulejo garganta azul	Western Bluebird			
Sialia currucoides	Azulejo pálido	Mountain Bluebird			
Myadestes townsendi	Clarín norteño	Townsend's Solitaire			
Catharus fuscescens	Zorzal rojizo	Veery		•	•
Catharus minimus	Zorzal cara gris	Gray-cheeked Thrush			•
Catharus bicknelli	Zorzal de Bicknell	Bicknell's Thrush			
Catharus ustulatus	Zorzal de Swainson	Swainson's Thrush		•	•
Catharus guttatus	Zorzal cola rufa	Hermit Thrush			
Hylocichla mustelina	Zorzal maculado	Wood Thrush		•	•
Turdus migratorius • *T. migratorius confinis*	Mirlo primavera	American Robin	 Pr		
Dumetella carolinensis	Maullador gris	Gray Catbird			•
Oreoscoptes montanus	Cuitlacoche de chías	Sage Thrasher			
Anthus rubescens	Bisbita de agua	American Pipit			
Anthus spragueii	Bisbita llanera	Sprague's Pipit			
Bombycilla cedrorum	Ampelis chinito	Cedar Waxwing			•
Vermivora pinus	Chipe ala azul	Blue-winged Warbler			
Vermivora chrysoptera	Chipe ala dorada	Golden-winged Warbler		•	
Vermivora peregrina	Chipe peregrino	Tennessee Warbler			•
Vermivora celata	Chipe corona naranja	Orange-crowned Warbler		•	•
Vermivora ruficapilla	Chipe de coronilla	Nashville Warbler			•
Vermivora virginiae	Chipe de Virginia	Virginia's Warbler			
Vermivora crissalis	Chipe crisal	Colima Warbler	Pr		

Especie	Nombre común en español[2]	Nombre común en inglés	NOM-059-SEMARNAT-2001[3]	La especie declina según	
				Sauer *et al.* (2004)	Rappole (1995)
Vermivora luciae	Chipe rabadilla rufa	Lucy's Warbler			
Parula americana	Párula norteña	Northern Parula			•
Dendroica petechia	Chipe amarillo	Yellow Warbler			•
Dendroica pensylvanica	Chipe flanco castaño	Chestnut-sided Warbler		•	•
Dendroica magnolia	Chipe de magnolia	Magnolia Warbler			•
Dendroica tigrina	Chipe atigrado	Cape May Warbler			•
Dendroica caerulescens	Chipe azulnegro	Black-throated Blue Warbler			•
Dendroica coronata	Chipe coronado	Yellow-rumped Warbler			•
• *D. coronata goldmani*			A		
Dendroica nigrescens	Chipe negrogris	Black-throated Gray Warbler			
Dendroica chrysoparia	Chipe mejilla dorada	Golden-cheeked Warbler	A		
Dendroica virens	Chipe dorso verde	Black-throated Green Warbler			•
Dendroica townsendi	Chipe negromarillo	Townsend's Warbler			
Dendroica occidentalis	Chipe cabeza amarilla	Hermit Warbler			
Dendroica fusca	Chipe garganta naranja	Blackburnian Warbler			•
Dendroica dominica	Chipe garganta amarilla	Yellow-throated Warbler			
Dendroica graciae	Chipe ceja amarilla	Grace's Warbler			
Dendroica pinus	Chipe pinero	Pine Warbler			•
Dendroica kirtlandii	Chipe de Kirtland	Kirtland's Warbler			
Dendroica discolor	Chipe de pradera	Prairie Warbler		•	•
Dendroica palmarum	Chipe playero	Palm Warbler			•
Dendroica castanea	Chipe castaño	Bay-breasted Warbler			
Dendroica striata	Chipe gorra negra	Blackpoll Warbler			•
Dendroica cerulea	Chipe ceruleo	Cerulean Warbler		•	
Mniotilta varia	Chipe trepador	Black-and-white Warbler			•
Setophaga ruticilla	Chipe flameante	American Redstart			•
Protonotaria citrea	Chipe dorado	Prothonotary Warbler		•	
Helmitheros vermivorus	Chipe gusanero	Worm-eating Warbler			•
Limnothlypis swainsonii	Chipe corona café	Swainson's Warbler	Pr		

Especie	Nombre común en español[2]	Nombre común en inglés	NOM-059-SEMARNAT-2001[3]	La especie declina según	
				Sauer *et al.* (2004)	Rappole (1995)
Seiurus aurocapillus	Chipe suelero	Ovenbird			•
Seiurus noveboracensis	Chipe charquero	Northern Waterthrush			•
Seiurus motacilla	Chipe arroyero	Louisiana Waterthrush			•
Oporornis formosus	Chipe patilludo	Kentucky Warbler		•	•
Oporornis agilis	Chipe de Connecticut	Connecticut Warbler			
Oporornis philadelphia	Chipe enlutado	Mourning Warbler		•	
Oporornis tolmiei	Chipe de Tolmie	MacGillivray's Warbler	A		
Geothlypis trichas	Mascarita común	Common Yellowthroat		•	•
Wilsonia citrina	Chipe encapuchado	Hooded Warbler			•
Wilsonia pusilla	Chipe corona negra	Wilson's Warbler		•	•
Wilsonia canadensis	Chipe de collar	Canada Warbler		•	•
Cardellina rubrifrons	Chipe cara roja	Red-faced Warbler			
Myioborus pictus	Chipe ala blanca	Painted Redstart			
Icteria virens	Buscabreña	Yellow-breasted Chat			•
Piranga flava	Tangara encinera	Hepatic Tanager			
Piranga rubra	Tangara roja	Summer Tanager			
Piranga olivacea	Tangara escarlata	Scarlet Tanager			•
Piranga ludoviciana	Tangara capucha roja	Western Tanager			
Pipilo chlorurus	Toqui cola verde	Green-tailed Towhee			
Pipilo maculatus	Toqui pinto	Spotted Towhee			
Aimophila carpalis	Zacatonero ala rufa	Rufous-winged Sparrow			
Aimophila botterii	Zacatonero de Botteri	Botteri's Sparrow			
Aimophila ruficeps • *A. ruficeps sanctorum*	Zacatonero corona rufa	Rufous-crowned Sparrow	 E		
Spizella passerina	Gorrión ceja blanca	Chipping Sparrow			•
Spizella pallida	Gorrión pálido	Clay-colored Sparrow		•	
Spizella breweri	Gorrión de Brewer	Brewer's Sparrow		•	
Spizella atrogularis	Gorrión barba negra	Black-chinned Sparrow			
Pooecetes gramineus	Gorrión cola blanca	Vesper Sparrow			

Especie	Nombre común en español[2]	Nombre común en inglés	NOM-059-SEMARNAT-2001[3]	La especie declina según	
				Sauer *et al.* (2004)	Rappole (1995)
Chondestes grammacus	Gorrión arlequin	Lark Sparrow		•	
Calamospiza melanocorys	Gorrión ala blanca	Lark Bunting		•	
Passerculus sandwichensis • *P. sandwichensis beldingi* • *P. sandwichensis rostratus* • *P. sandwichensis sanctorum*	Gorrión sabanero	Savannah Sparrow	 A Pr A		
Ammodramus savannarum	Gorrión chapulín	Grasshopper Sparrow		•	
Melospiza lincolnii	Gorrión de Lincoln	Lincoln's Sparrow			
Melospiza georgiana	Gorrión pantanero	Swamp Sparrow			
Zonotrichia leucophrys	Gorrión corona blanca	White-crowned Sparrow			
Pheucticus ludovicianus	Picogordo pecho rosa	Rose-breasted Grosbeak		•	•
Pheucticus melanocephalus	Picogordo tigrillo	Black-headed Grosbeak			•
Passerina caerulea	Picogordo azul	Blue Grosbeak			
Passerina amoena	Colorín lazuli	Lazuli Bunting			•
Passerina cyanea	Colorín azul	Indigo Bunting		•	•
Passerina versicolor	Colorín morado	Varied Bunting			
Passerina ciris	Colorín siete colores	Painted Bunting		•	•
Spiza americana	Arrocero americano	Dickcissel		•	•
Dolichonyx oryzivorus	Tordo arrocero	Bobolink		•	•
Agelaius phoeniceus	Tordo sargento	Red-winged Blackbird			
Sturnella magna	Pradero tortilla-con-chile	Eastern Meadowlark			•
Sturnella neglecta	Pradero occidental	Western Meadowlark			•
Xanthocephalus xanthocephalus	Tordo cabeza amarilla	Yellow-headed Blackbird			
Euphagus cyanocephalus	Tordo ojo amarillo	Brewer's Blackbird			
Molothrus aeneus	Tordo ojo rojo	Bronzed Cowbird			
Molothrus ater	Tordo cabeza café	Brown-headed Cowbird			
Icterus spurius • *I. spurius fuertesi*	Bolsero castaño	Orchard Oriole	 Pr	•	•
Icterus cucullatus	Bolsero encapuchado	Hooded Oriole			
Icterus graduacauda	Bolsero cabeza negra	Audubon's Oriole			

Especie	Nombre común en español[2]	Nombre común en inglés	NOM-059-SEMARNAT-2001[3]	La especie declina según	
				Sauer *et al.* (2004)	Rappole (1995)
Icterus galbula	Bolsero de Baltimore	Baltimore Oriole		•	•
Icterus bullockii	Bolsero calandria	Bullock's Oriole		•	•
Icterus parisorum	Bolsero tunero	Scott's Oriole			
Carduelis psaltria	Jilguero dominico	Lesser Goldfinch			
Carduelis tristis	Jilguero canario	American Goldfinch			

[1] Neotropical Migratory Bird Conservation Act. Congress of the United States, Public Law 106-247-July 20, 2000.

[2] Escalante Pliego, P., A.M. Sada y J. Robles Gil. 1996. *Listado de nombres comunes de las aves de México.* Agrupación Sierra Madre, S.C. México (excepto zorzal de Bicknell, chipe de Kirtland y chipe de Connecticut).

[3] E: probablemente extinta en el medio silvestre; P: en peligro de extinción; A: amenazada; Pr: sujeta a protección especial.

Apéndice 12.1
Jardines botánicos de México

Nombre	Ciudad	Énfasis en sus colecciones	Actividades principales
Jardín Botánico de la Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán, UNAM	Cuautitlán Izcalli, Méx.	Cactáceas	Educación, horticultura
Jardín Botánico del Instituto de Biología, UNAM	México, D.F.	Colecciones nacionales de Agaváceas y Crasuláceas. Flora de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel	Educación, investigación, conservación, difusión
Jardín Botánico de la Fundación Xochitla, A.C.	Tepotzotlán, Méx.	Colección regional de plantas acuáticas	Educación, conservación, difusión
Jardín Botánico "Jorge Víctor Eller T.", UAG	Guadalajara, Jal.	Orquídeas y cactáceas	Educación, conservación
Jardín Botánico "Dr. Alfredo Barrera Marín", El Colegio de la Frontera Sur	Puerto Morelos, Q. Roo	Flora nativa, orquídeas, helechos, plantas útiles	Educación, conservación, difusión
Jardín Botánico "Jerzy Rzedowski Rotter", UAAAN, Unidad Laguna	Torreón, Coah.	Árboles nativos	Educación
Jardín Botánico "Dr. Faustino Miranda", Instituto de Historia Natural y Ecología	Tuxtla Gutiérrez, Chis.	Flora nativa	Educación, investigación, conservación, difusión
Jardín Etnobotánico, INAH	Cuernavaca, Mor.	Colección nacional de plantas medicinales	Educación, difusión
Jardín Botánico "Francisco Javier Clavijero", Instituto de Ecología, A.C.	Xalapa, Ver.	Colección nacional de bambúes, cícadas, flora nativa	Educación, investigación, conservación, difusión
Jardín Botánico "Ignacio Rodríguez Alconedo", BUAP	Puebla, Pue.	Encinos	Educación, investigación, conservación, difusión
Jardín Botánico "Louise Wardle de Camacho", Africam Safari, S.A.	Puebla, Pue.	Encinos, flora nativa	Educación, investigación, conservación, difusión
Jardín Botánico Regional Xíitbal neek', CICY	Mérida, Yuc.	Flora nativa, colección regional de palmas	Educación, investigación, conservación, difusión
Jardín Botánico Regional "Cassiano Conzatti", CIIDIR, IPN, Unidad Oaxaca	Oaxaca, Oax.	Flora nativa, cactáceas	Educación, investigación, conservación, difusión
Jardín Botánico Regional de Cadereyta "Ing. Manuel González de Cossío", Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Querétaro	Querétaro, Qro.	Cactáceas	Educación, investigación, conservación, difusión
Jardín Etnobotánico de Oaxaca	Oaxaca, Oax.	Etnobotánica del estado de Oaxaca	Educación, conservación, difusión
Jardín Botánico "Rey Netzahualcóyotl", UAA	Aguascalientes, Ags.	Flora del estado de Aguascalientes	Educación
Jardín Botánico de Tizatlán, Gobierno del estado de Tlaxcala	Tlaxcala, Tlax.	Plantas medicinales	Educación, difusión
Jardín Botánico Regional del Carmen, A.C., Universidad Autónoma del Carmen	Ciudad del Carmen, Camp.	Palmas	Educación, difusión
Jardín Botánico Regional Integral de Los Reyes Iztacala, ENEP Iztacala, UNAM	Iztacala, Méx.	No hay registro	Educación, difusión
Jardín Botánico Culiacán, Sociedad Botánica y Zoológica, IAP	Culiacán, Sin.	Flora ornamental exótica y nativa	Educación, difusión

Nombre	Ciudad	Énfasis en sus colecciones	Actividades principales
Jardín Etnobotánico "Francisco Peláez R."	San Andrés Cholula, Pue.	Plantas útiles nativas y exóticas	Educación, investigación, difusión
Jardín Botánico Xcaret	Playa del Carmen, Q. Roo	Flora nativa y exótica	Educación, difusión
Jardín Botánico "Biól. Glafiro Alanís Flores", UANL	San Nicolás de los Garza, NL	No hay registro	Educación
Jardín Botánico Regional "El Soconusco", El Colegio de la Frontera Sur	Tapachula, Chis.	Orquídeas del Soconusco	Educación, investigación, difusión
Jardín Botánico Regional del Instituto de Silvicultura e Industria de la Madera, UJED	Durango, Dgo.	No hay registro	Educación
Jardín Botánico del Centro de Información y Comunicación Ambiental de Norteamérica, A.C.	México, D.F.	Flora urbana	Educación, difusión
Jardín Botánico del Fideicomiso Parque Fundidora	Monterrey, NL	Flora arbórea	Educación, difusión
Jardín Botánico de Acapulco "Esther Pliego de Salinas", Primer Club de Jardinería de Acapulco	Acapulco, Gro.	Flora nativa y exótica	Educación, difusión
Jardín Botánico del Inifap, Campo Experimental Todos Santos	La Paz, BCS	Flora nativa, cactáceas	Educación, difusión, conservación
Jardín Botánico El Charco del Ingenio	San Miguel de Allende, Gto.	Flora nativa, cactáceas	Educación, difusión, conservación
Jardín Botánico de la Unidad de Evaluación y Monitoreo de la Biodiversidad de Hampolol, UAC	Campeche, Camp.	Flora nativa	Educación, difusión, conservación
Jardín Botánico de Cactáceas "Dra. Helia Bravo-Hollis"	México, D.F.	Cactáceas	Educación, difusión
Jardín Botánico del Instituto de Investigaciones Científicas de la UAG	Chilpancingo, Gro.	Flora nativa	Educación, difusión
Jardín Botánico Ollintépetl, Consejo Estatal de Ecología del Gobierno del Estado de Hidalgo	Pachuca, Hgo.	Flora nativa	Educación, difusión
Jardín Botánico de la Escuela Superior de Biología, UJED	Gómez Palacio, Dgo.	Flora nativa	Educación, difusión
Jardín Botánico de Bermejillo, Unidad Regional de Zonas Áridas, UACh	Bermejillo, Dgo.	Cactáceas	Educación, difusión
Jardín Botánico Tzapoteca	San Pedro Cholula, Pue.	Flora nativa	Educación, difusión

Fuente: Asociación Mexicana de Jardines Botánicos (2006).

Apéndice 13.1

Principales actividades generales de una estrategia de conservación[1]

I. Inserción de la estrategia de conservación de la biodiversidad en los planes de desarrollo

Objetivos

- Catalizar la estrategia de conservación de una manera transectorial.

Actividades y oportunidades

- Generar una estrategia conjunta de conservación intersectorial, consensuada a nivel de entidades nacionales, estatales y locales, e incluyendo a los diversos sectores.
- Establecer un panel multisectorial y de carácter nacional sobre la conservación, para brindar orientación sobre prioridades de protección, uso sostenible y equitativo de la biodiversidad.
- Integrar la conservación de la biodiversidad en los procesos de planeación estatales y federales de planificación regional.

II. Establecimiento de un marco de política a favor de la conservación de la biodiversidad

Objetivos

- Estimular la reforma de la política pública vigente cuando promueve el derroche o el uso inadecuado de la biodiversidad.
- Adoptar nuevas políticas y métodos para la rendición de cuentas de las acciones públicas que promuevan la conservación y el uso equitativo de la biodiversidad.
- Reducir la demanda de recursos biológicos.

Actividades y oportunidades

- Revocar las políticas agropecuarias que promueven una excesiva uniformidad de los cultivos y de las variedades de los mismos, o que promueven el uso excesivo de fertilizantes y plaguicidas químicos.
- Difundir la normatividad existente sobre el uso de agroquímicos y los efectos y consecuencias de estas sustancias sobre el ambiente y la salud humana, promoviendo paralelamente el fomento de la agricultura orgánica.
- Reducir la presión sobre los ecosistemas y las áreas silvestres frágiles usando tierras que ya se están cultivando de manera más eficiente e intensiva, y restaurar tierras degradadas de modo de promover su productividad y biodiversidad.
- Promover prácticas agrícolas que promuevan la biodiversidad.
- Fomentar la intensificación de las actividades productivas.
- Aumentar los incentivos a un buen manejo local de las tierras y las aguas públicas.
- Abandonar las políticas forestales que promueven la degradación de los recursos y la conversión de los ecosistemas forestales hacia otros usos menos valiosos, fomentando una cultura forestal entre los habitantes de la región.
- Facilitar el reacomodo o la indemnización a asentamientos que por su localización contravengan la conservación de las áreas prioritarias de conservación.
- Establecer nuevas áreas naturales protegidas y crear nuevas categorías de manejo que diversifiquen las alternativas de protección.
- Desalentar la apertura de nuevas vías de comunicación en las áreas prioritarias de conservación y optimizar las ya existentes.
- Cancelar proyectos de embalses hidroeléctricos que pudieran afectar las áreas prioritarias de conservación.
- Implementar políticas y medidas que fomenten la reconcentración poblacional y la creación de polos de desarrollo equilibrados.
- Elaborar y ejecutar planes de ordenamiento urbano y de manejo de residuos en localidades críticas con mayor concentración poblacional.

[1] Fuente: WRI, UICN y PNUMA (1992).

- Apoyar el desarrollo de planes de ordenamiento a diversas escalas.
- Fomentar el cumplimiento y la observancia de la normatividad relacionada a los recursos naturales y la biodiversidad.
- Garantizar el flujo de información sobre la normatividad ambiental a todos los niveles de los sectores productivos.
- Diseñar y activar medidas de desarrollo económico que transfiera población dedicada al sector primario, al secundario y terciario para lograr economías regionales más equilibradas.
- Reforzar las políticas y regulaciones que abaten el deterioro de la biodiversidad en los ecosistemas de agua dulce y la contaminación del aire.
- Promover e incentivar el establecimiento de industrias limpias, desarrollando y fomentando códigos de buenas prácticas en todos los sistemas industriales.
- Evitar inversiones de recursos públicos o privados en asentamientos irregulares que impactan áreas protegidas o áreas prioritarias para la conservación.

III. Creación de un entorno de política internacional que respalde la conservación de la biodiversidad

Objetivos

- Insertar la conservación de la biodiversidad en la política económica internacional.
- Reforzar el marco jurídico internacional de conservación para complementar el Convenio sobre la Diversidad Biológica.
- Hacer de la asistencia para el desarrollo un factor que promueva la conservación de la biodiversidad.
- Aumentar el financiamiento para la conservación de la biodiversidad y elaborar mecanismos innovadores, descentralizados y de responsabilidad para captar fondos y ejercerlos eficazmente.

Actividades y oportunidades

- Disminuir las emisiones de gases de invernadero y fomentar los sistemas de más alta eficiencia para la captura de carbono.
- Implementar acuerdos binacionales o regionales para el manejo adecuado cuencas y recursos compartidos.
- Impulsar la conservación de los corredores biológicos transfronterizos.
- Promover la cooperación internacional para el manejo de las áreas protegidas que contribuyen a la conservación de especies migratorias y ecosistemas de importancia regional.

IV. Creación de condiciones e incentivos para la conservación local de la biodiversidad

Objetivos

- Corregir desequilibrios en el uso de la tierra y los recursos que provocan el deterioro de la biodiversidad y elaborar nuevas asociaciones de manejo de los recursos entre el gobierno y las comunidades locales.
- Ampliar y promover el uso sostenible de productos y servicios de las áreas silvestres.

Actividades y oportunidades

- Incrementar los beneficios a las poblaciones locales del turismo sustentable basado en los recursos naturales y hacer que el desarrollo turístico no provoque deterioro de la biodiversidad ni del patrimonio cultural.
- Reforzar la capacidad local de mantener y beneficiarse de los atractivos naturales y turísticos.
- Desarrollar o incrementar los atractivos turísticos fuera de áreas de conservación estricta o áreas de alta fragilidad ambiental.
- Desarrollar e instrumentar un plan de incentivos económicos que promueva la conservación de la biodiversidad.
- Habilitar mecanismos de retribución económica para la conservación de los servicios ambientales (secuestro de carbono, agua, etc.).
- Fomentar el establecimiento de fideicomisos y otros mecanismos de financiamiento para la conservación.
- Reactivar los canjes de "deuda por naturaleza".
- Brindar acceso a los servicios de planificación familiar y para mejorar la salud reproductiva en la población, incrementando el financiamiento para respaldar su puesta en práctica.
- Asegurarse que la asistencia para el desarrollo refuerce el papel de la mujer en el uso sostenible de los recursos biológicos.
- Procurar que las comunidades locales puedan conformar un mayor sector del mercado para los productos obtenidos bajo sistemas sustentables, y diseñar e implementar sistemas y medidas de comercialización que las beneficien.

- Promover la suma de inversiones entre el sector gubernamental y el sector privado en la investigación para el uso sustentable de los recursos naturales.
- Garantizar el abasto sustentable de recursos naturales a la población local.
- Promover el desarrollo y adopción de tecnologías apropiadas para conservar y usar en forma sostenible los recursos naturales.
- Fomentar y consolidar empresas de conservación.
- Fomentar e instrumentar el ordenamiento ecológico y agrario en las áreas de mayor importancia para la conservación del patrimonio biológico del país.
- Reforzar la eficacia de las convenciones y tratados internacionales existentes sobre conservación de la biodiversidad.
- Abatir la demanda del público por adquirir especies silvestres amenazadas o en peligro de extinción, así como de productos derivados de éstas.
- Mejorar y ampliar los mecanismos jurídicos de protección de las especies amenazadas y en peligro de extinción.
- Promover la aplicación del conocimiento académico por parte de los manejadores de los ecosistemas y las especies.
- Reforzar una cultura de conservación entre los dueños y propietarios de la tierra.

V. Promover condiciones favorables para la cooperación intersectorial en la conservación de la biodiversidad

Objetivos

- Crear las condiciones institucionales para la conservación y el desarrollo regional sustentable.
- Respaldar planes de conservación de la biodiversidad en el sector privado.
- Incorporar la conservación de la biodiversidad en la gestión de todos los recursos biológicos bajo utilización.
- Promover el compromiso del desarrollo sustentable y la conservación de los recursos naturales entre los tomadores de decisiones intersectoriales.

Actividades y oportunidades

- Elaborar nuevos métodos y mecanismos para el diálogo y la planificación interinstitucional, la resolución de conflictos relacionados con conservación y la vigilancia del uso de los recursos públicos para la conservación.
- Fomentar la adopción de buenas prácticas ambientales y de uso de la biodiversidad entre los sectores productivos, industriales, sociales y económicos.

VI. Fortalecer y consolidar las áreas protegidas

Objetivos

- Identificar prioridades regionales para reforzar las áreas protegidas elevando su papel en la conservación de la biodiversidad y el desarrollo nacional.
- Asegurar la sostenibilidad financiera para el manejo de las áreas protegidas y garantizar su aporte a la conservación de la biodiversidad a mediano y largo plazo.
- Abatir de manera planificada y sistemática las amenazas de distintas escalas que ponen en riesgo a las áreas protegidas.
- Demostrar con hechos las ventajas de un desarrollo sustentable a los habitantes de las áreas protegidas.

Actividades y oportunidades

- Consolidar la participación de las comunidades locales en el manejo de las áreas protegidas, incluyendo su participación en el monitoreo y seguimiento de los indicadores de la conservación de los ecosistemas en las ANP.
- Brindar incentivos para el establecimiento de áreas protegidas privadas y comunitarias que complementen a los sistemas nacionales y estatales, y promover el registro de los predios privados certificados con fines de conservación de los recursos naturales.
- Establecer mecanismos eficientes para la instrumentación y el seguimiento de los programas de manejo y operación de las áreas protegidas.
- Proponer e implementar medidas inmediatas y a largo plazo para establecer la conectividad entre las áreas de conservación, a través de corredores ecológicos, y para mantener procesos ecológicos regionales.
- Privilegiar la restauración de zonas degradadas dentro de las áreas de conservación y en sus áreas de influencia.
- Establecer sistemas de "alerta temprana / respuesta inmediata para afrontar oportunamente amenazas potenciales a la biodiversidad de las áreas protegidas (p. ej. especies invasoras de alto impacto, incendios, contingencias por derrame de contaminantes, etc.).
- Mejorar el marco jurídico en beneficio del manejo

adaptativo y para que la instancia a cargo de las áreas protegidas pueda aplicarlo.

VII. La conservación efectiva de especies, poblaciones y la diversidad genética

Objetivos

- Fortalecer la capacidad para conservar la diversidad de especies, poblaciones y diversidad genética en su hábitat natural.
- Reforzar la capacidad de las instalaciones de conservación *ex situ* e *in situ* para conservar la biodiversidad.
- Educar a la población para contribuir a la protección de la biodiversidad amenazada.

Actividades y oportunidades

- Reglamentar estrictamente la transferencia de especies y recursos genéticos y su liberación en el medio natural.
- Reforzar la colaboración de las instituciones de conservación *ex situ* e *in situ*, para eficientizar y ampliar los esfuerzos de conservación en materia de reintroducción y rehabilitación de especies silvestres y para la restauración de su hábitat.
- Evaluar con precisión el impacto causado por especies invasoras e implementar los programas de control y erradicación efectivos, sobre todo en áreas de alto significado para la conservación, y buscar la contribución ciudadana para evitar la introducción y dispersión de especies exóticas de riesgo.
- Implementar sistemas y prácticas preventivas para el control de daño por vertebrados silvestres que entran en conflicto con las actividades productivas.
- Establecer centros de información para respaldar la toma de decisiones y dar seguimiento a las acciones de conservación.
- Promover la evaluación sistemática y periódica de la situación de la biodiversidad.
- Promover la realización de inventarios biológicos de grupos taxónomicos poco conocidos, así como en regiones y áreas sobre las que se tiene información insuficiente sobre su biodiversidad.
- Evaluar y difundir sistemáticamente las prioridades de investigación sobre el uso y conocimiento de la biodiversidad.

VIII. Incremento de capacidades para conservar la biodiversidad

Objetivos

- Aumentar el reconocimiento y el interés en los valores y la importancia de la biodiversidad.
- Ayudar a las instituciones a generar y difundir la información necesaria para conservar la biodiversidad y movilizar sus beneficios.
- Promover la investigación básica y aplicada sobre conservación de la biodiversidad.
- Desarrollar la capacidad de los recursos humanos en materia de conservación de la biodiversidad.
- Crear un movimiento social a favor de la conservación de la biodiversidad de tal manera que sea la sociedad y las comunidades quienes exijan conservación.

Actividades y oportunidades

- Establecer en las instituciones educativas, diplomados y postgrados sobre Biología de la Conservación y disciplinas relacionadas con la conservación de la biodiversidad.
- Establecer fondos especiales a nivel nacional, estatal o regional, para el financiamiento de acciones dirigidas a la conservación.
- Fortalecer la investigación en ciencias sociales sobre las conexiones entre los procesos biológicos y los sociales.
- Evaluar y difundir el costo ambiental de las actividades productivas y del sustento de la población local
- Crear interés en la importancia y los valores de la biodiversidad en el seno de la cultura popular y efectuar una campaña de medios que difunda la importancia de conservarla.
- Usar el sistema de educación formal para incrementar el interés sobre la biodiversidad y la necesidad de su conservación.
- Reforzar la infraestructura y equipamiento para la conservación en las áreas protegidas y de importancia para la conservación.
- Consolidar y profesionalizar los cuerpos de protección y vigilancia de la biodiversidad.

Apéndice 13.2

Ejercicios de planeación estratégica para la conservación que incluyen a México y que fueron analizados para este trabajo

Estrategia o ejercicio de planeación	Año	Región o alcance	Referencias
Biodiversidad costera y marina			
Identificación de las prioridades de conservación de la zona costera y marina de México para el WWF	1992	Entorno nacional	Almada-Villela, P. 1992. *Identificación de las prioridades de conservación de la zona costera y marina de México para el WWF*. Documento interno, WWF, Washington, D.C.
Taller de determinación de las áreas vulnerables de la costa sur de Quintana Roo	1996	Sureste de México	Universidad de Quintana Roo.
Taller de regionalización de áreas prioritarias marinas y costeras de México	1998	Entorno nacional	Arriaga-Cabrera, E., *et al*. (coords.). 1998. *Regiones prioritarias marinas de México*. Conabio, México.
Setting geographic priorities for marine conservation in Latin America and the Caribbean	1999	Entorno continental	Sullivan, K., y G. Bustamante. 1999. *Setting geographic priorities for marine conservation in Latin America and the Caribbean*. Biodiversity Support Program, Washington, D.C.
Estrategia ambiental para la gestión integrada de la zona costera de México	2000	Costas de México	Instituto Nacional de Ecología. 2000. *Estrategia ambiental para la gestión integrada de la zona costera de México*. Instituto Nacional de Ecología, Semarnap, México.
Prioridades de conservación para la región del Golfo de California, México	2001	Golfo de California	Coalición para la Sustentabilidad del Golfo de California. 2001. *Prioridades de conservación para la región del Golfo de California*. Mazatlán.
Prioridades de conservación para el Golfo de California	2001	Península de Baja California	Barrera, J.C., *et al*. 2004. *Prioridades para la conservación del Golfo de California*. WWF, México.
Estrategia de conservación y desarrollo sustentable para la recuperación de la vaquita marina y su hábitat	2001	Golfo de California	World Wildlife Fund. 2001. *Estrategia de conservación y desarrollo sustentable para la recuperación de la vaquita marina y su hábitat*. WWF, México.
Planeación para la conservación ecorregional del Sistema Arrecifal Mesoamericano	2002	Sureste de México	Kramer, P., y P. Richards Kramer. 2002. *Ecorregional conservation planning for the Mesoamerican Caribbean Reef*. WWF, Washington, D.C.
Planeación para la conservación de la zona costera de Veracruz	2005	Veracruz	Peresbarbosa Rojas, E. (ed.). 2005. *Planeación para la conservación de la costa de Veracruz*. Pronatura Veracruz y TNC, Xalapa, México.
Análisis conjunto para el establecimiento de prioridades de conservación en el Golfo de California	2005	Golfo de California	A common analysis to set priorities for conservation targets in the Gulf of California. A collaborative effort by CI, TNC and WWF.
Evaluación ecorregional del Golfo de California	2005	Golfo de California	Cobi y TNC (comps.) 2005. *Evaluación ecorregional del Golfo de California*. Comunidad y Biodiversidad, A.C.- TNC.
Áreas prioritarias marinas para la conservación: Baja California al Mar de Bering	2005	Noroeste de México	Morgan, L., S. Maxwell, F. Tsao, T.A.C. Wilkinson y P. Etnoyer. 2005. *Áreas prioritarias marinas para la conservación: Baja California al Mar de Bering*. CCA-Marine Conservation Biology Institute, Montreal.
Taller para la determinación de sitios prioritarios marinos y costeros para la conservación	2005	Entorno nacional	Conabio, Conanp, TNC y Pronatura. 2007. *Vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad marina de México: océanos, costas e islas*. México.
Estrategia nacional para el ordenamiento ecológico del territorio en mares y costas	2008	Entorno nacional	Semarnat. 2008. *Estrategia nacional para el ordenamiento ecológico del territorio en mares y costas*. México.

Estrategia o ejercicio de planeación	Año	Región o alcance	Referencias
Estrategia para el manejo costero integral	2006	Entorno nacional	Moreno-Casasola, P., E. Peresbarbosa y A.C. Travieso. 2006. *Estrategia para el manejo costero integral*. Instituto de Ecología A.C.-Conanp-Gobierno del Estado de Veracruz, Xalapa.
Biodiversidad de agua dulce			
Humedales de México, tipos de vegetación, humedales prioritarios y áreas protegidas	1992	Entorno nacional	Conservation International. 1992. *Humedales de México, tipos de vegetación, humedales prioritarios y áreas protegidas.* North American Wetlands Conservation Council-Sedesol-USFWS (mapa).
A conservation assesment of mangrove ecosystems of Latin America and the Caribbean	1996	Entorno continental	Olson, D., G. Dinerstein y P. Cintrón (eds.). 1996. *A conservation assesment of mangrove ecosystems of Latin America and the Caribbean.* Workshop report, WWF, Washington, D.C.
Taller de regionalización de cuencas hidrográficas y biodiversidad de México	1998	Entorno nacional	Arriaga L., V. Aguilar y J. Alcocer. 2000. *Aguas continentales y diversidad biológica de México.* Conabio, México.
Humedales del Golfo de California: prioridades de conservación	2005	Península de Baja California	Richard Brusca. Arizona-Sonora Desert Museum
Biodiversidad terrestre y de agua dulce			
Regiones terrestres prioritarias de México	2000	Entorno nacional	Arriaga, L., *et al*. 2000. *Regiones terrestres prioritarias de México.* Conabio, México.
A regional analysis of geographic priorities for biodiversity conservation in Latin America and the Caribbean	1995	Entorno continental	Biodiversity Support Program, Conservation International, The Nature Conservancy y Wildlife Conservation Society. 1995. *A regional analysis of geographic priorities for biodiversity conservation in Latin America and the Caribbean.* Biodiversity Support Program, Washington, D.C.
Valoración ecorregional para la conservación del Desierto Chihuahuense	2000	Desierto Chihuahuense	Dinerstein, E., *et al*. (eds.). 2000. *Ecoregion based conservation in the Chihuahuan Desert: A biological assessment.* WWF-Conabio-TNC-Pronatura Noreste-ITESM.
Evaluación de áreas naturales de la biorregión de Valle de Bravo	2000	Centro de México	Biocenosis, A.C., Gobierno del Estado de México y Centro de Información Ambiental Valle de Bravo.
Análisis ecológico de las prioridades de conservación en la ecorregión del Desierto Sonorense	2000	Norte de México	Marshall, R.M., *et al*. 2000. *Análisis ecológico de las prioridades de conservación en la ecorregión del Desierto Sonorense.* TNC, Capítulo Arizona-Sonoran Institute-IMADES.
Taller para la identificación de amenazas y prioridades para la conservación de las selvas secas del Pacífico mexicano	2001	Occidente de México	Ceballos, G., M. Maass, J. Bezaury y E. Espinoza (eds.). En prensa. *Diversidad, amenazas y regiones prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México.* Conabio-Conanp-UNAM-WWF, México.
Plan de conservación ecorregional para las praderas costeras del norte del Golfo de México	2002	Noreste de México	The Nature Conservancy. 2002. *The Gulf Coast Prairies and Marshes Ecoregional Conservation Plan*. TNC, San Antonio.
Análisis de prioridades en los bosques de pino-encino mexicanos	2002	Entorno nacional	Gerardo Ceballos, UNAM.
Análisis de prioridades en la ecorregión de bosques de pino-encino mesoamericanos	2003	Mesoamérica	WWF.
Objetos de conservación de la ecorregión Petenes-Celestún-Palmar	2003	Península de Yucatán	Pronatura Península de Yucatán.
Estrategia estatal sobre biodiversidad de Morelos	2003	Estatal	CEAMA y Conabio. 2003. *Estrategia estatal sobre biodiversidad de Morelos. Documento base.* Comisión Estatal de Agua y Medio Ambiente-Conabio, México.
Taller de planeación para la conservación de El Zapotal y alrededores	2004	Península de Yucatán	Pronatura Península de Yucatán. 2004. *Protection of an important bird and wildlife habitat in the northern Yucatán Peninsula*. Informe final a NAWCA.

Estrategia o ejercicio de planeación	Año	Región o alcance	Referencias
Identificación y priorización de zonas potenciales para la conservación de la biodiversidad en el estado de Chiapas	2004	Sureste de México	Instituto de Historia Natural y Ecología, Gobierno del Estado de Chiapas.
Análisis ecológico de las prioridades de conservación en la ecorregión de las tierras altas apaches	2004	Norte de México	Marshall, R.M., *et al*. 2004. *An ecological analysis of conservation priorities in the Apache highlands ecoregion*. TNC Arizona-Instituto del Medio Ambiente y Desarrollo Sustentable del Estado de Sonora.
Plan regional para la conservación de la selva zoque	2004	Sureste de México	Pronatura-Chiapas, INHYE, CONABIO, Conanp, SERBO y CIESAS. 2004. *Plan regional para la conservación de la selva zoque*. San Cristóbal de las Casas, Chiapas.
Áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad en Chiapas, México	2004	Sureste de México	González Domínguez, P. 2004. Áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad en Chiapas, México. Tesis de maestría. El Colegio de la Frontera Sur, San Cristóbal de las Casas.
Plan para la conservación de sitios de la cuenca media y baja del Río Coatzacoalcos	2005	Veracruz	The Nature Conservancy, USAID y Pronatura Veracruz.
Evaluación ecorregional de las selvas maya, zoque y olmeca	2005	Selva maya	Secaira, F., *et al*. (2005). *Plan ecorregional de las selvas maya, zoque y olmeca*. Pronatura Península de Yucatán-TNC, Programme for Belize-Ecosur-Wildlife Conservation Society-Conservation International-Amigos de Sian Ka'an-Propetén.
Selva Lacandona Siglo XXI: estrategia conjunta para la conservación de la biodiversidad	2000	Selva Lacandona	Conservation International. 2000. *Selva Lacandona Siglo XXI: estrategia conjunta para la conservación de la biodiversidad*. USAID, Tuxtla Gutiérrez.
Planeación para la conservación de Calakmul-Balam Kin-Balam Ku	2005	Península de Yucatán	Pronatura Península de Yucatán y TNC (comps.). 2005. *Plan de conservación para Calakmul-Balam Kin-Balam Ku, Campeche, México*. Campeche.
Plan de conservación para la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla y el Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos	2005	Sureste de México	Pronatura Península de Yucatán, TNC y USAID (comps.). 2005. *Plan de conservación para la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla y el Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos*.
Programa de manejo sustentable de ecosistemas de montaña ("60 Montañas Prioritarias")	2005	Entorno nacional	Conafor-Semarnat. 2005. Programa de manejo sustentable de ecosistemas de montaña ("60 Montañas Prioritarias").
Estrategia operativa del Corredor Biológico Mesoamericano	2005	Sureste de México	Estrategia operativa del Corredor Biológico Mesoamericano-México.
Plan ecorregional de las selvas maya, zoque y olmeca	2005	Sureste de México	Alianza para la conservación de las selvas maya, zoque y olmeca. 2005. *Estrategias para la conservación de las selvas maya, zoque y olmeca. Evaluación ecorregional de las selvas maya, zoque y olmeca*. Pronatura Penísula de Yucatán-TNC, México.
Estrategia regional para la conservación y el uso sostenible de la biodiversidad en Mesoamérica	2005	Sur de México y Centroamérica	Sistema de la Integración Centroamericana-Comisión Centroamericana de Ambiente y Desarrollo, 2003. *Estrategia regional para la conservación y uso sostenible de la biodiversidad en Mesoamérica*.
Planeación para la conservación del matorral espinoso tamaulipeco	2006	Noreste de México	Pronatura Noreste, A.C. y The Nature Conservancy.
Plan para la conservación de los pastizales del Altiplano mexicano	2006	Norte de México	Pronatura Noreste, A.C.
Estrategia estatal sobre biodiversidad del estado de Querétaro	2006	Estatal	Universidad Autónoma de Querétaro. En preparación. *Estrategia para la conservación de la biodiversidad en el estado de Querétaro*.

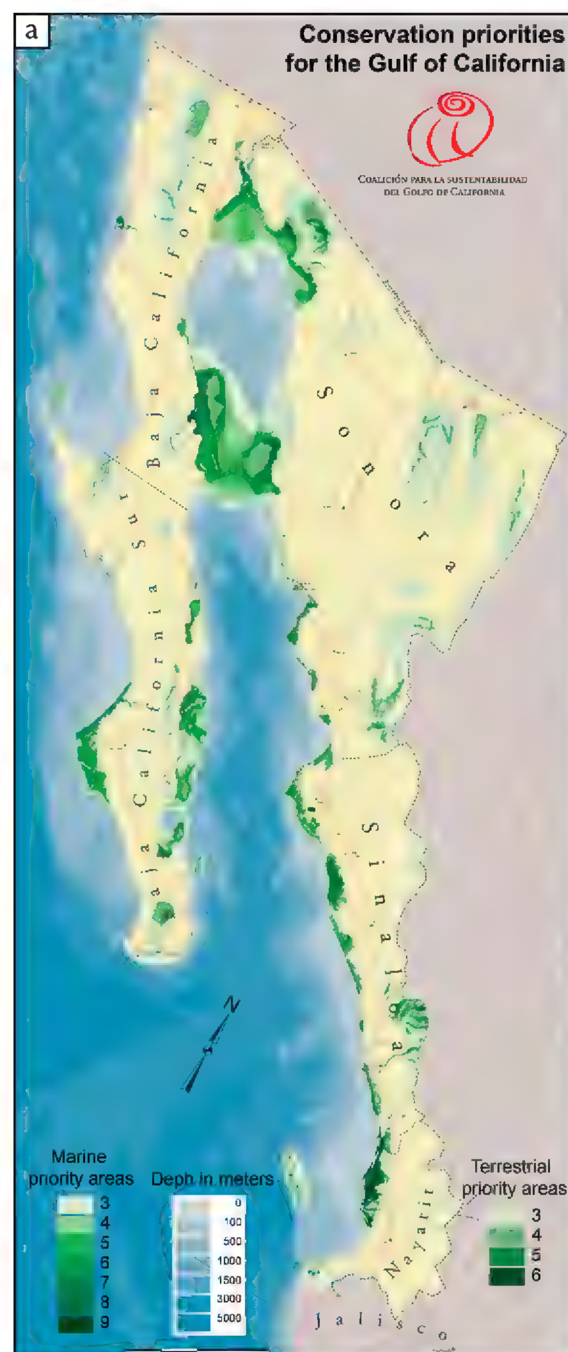
Estrategia o ejercicio de planeación	Año	Región o alcance	Referencias
Estrategia estatal sobre biodiversidad del estado de Michoacán	2006	Estatal	SUMA. 2006. *Estrategia para el uso y conservación de la biodiversidad en Michoacán (Eucobim).* Secretaría de Urbanismo y Medio Ambiente, Morelia.
Estrategia estatal sobre biodiversidad del estado de Coahuila	2006	Estatal	En preparación.
Estrategia estatal sobre biodiversidad de Quintana Roo	2006	Estatal	En preparación.
Áreas propuestas para la conservación ecológica en Tamaulipas	n.d.	Noreste de México	César Cantú, Martín González y Mario Hernández (com. pers.).
Biodiversidad terrestre, acuática y marina			
Estrategia Nacional sobre Biodiversidad de México	2000	Entorno nacional	Conabio. 2000. *Estrategia nacional sobre biodiversidad de México.* México.
Estrategia general de conservación de Marismas Nacionales, Nayarit	2002	Occidente de México	Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, WWF y Gobierno del Estado de Nayarit. *Estrategia General de Conservación de Marismas Nacionales, Nayarit.*
Identificación y establecimiento de prioridades para las acciones de conservación y oportunidades de uso sustentable de los recursos marinos y costeros de la Península de Baja California	1998	Península de Baja California	Enríquez-Andrade, R. y G. Danemann. 1998. *Identificación y establecimiento de prioridades para las acciones de conservación y oportunidades de uso sustentable de los recursos marinos y costeros de la Península de Baja California*. Reporte técnico de proyecto. Pronatura Península de Baja California. México.
Taller de prioridades de conservación para la Península de Baja California	2002	Península de Baja California	CICESE-Cibnor.
Bases para la conformación del Sistema de Áreas de Conservación del Estado de Michoacán	2005	Centro de México	Velázquez, M.J.A., *et al*. 2005. Bases para la conformación del Sistema de Áreas de Conservación del Estado de Michoacán. Secretaría de Urbanismo y Medio Ambiente, Gobierno del Estado de Michoacán y Unidad Académica.
Cambio climático global			
Estrategia nacional de acción climática	2000	Entorno nacional	Comisión Intersecretarial de Cambio Climático. 2000. Estrategia nacional de acción climática. Instituto Nacional de Ecología, Semarnap, México.
Estrategia nacional de cambio climático	2007	Entorno nacional	Comisión Intersecretarial de Cambio Climático, 2007. Estrategia nacional de cambio climático. Semarnat, México.
Fauna silvestre y su hábitat			
Áreas de importancia para la conservación de las aves (AICA)	1996	Entorno nacional	Cipamex y Conabio (1999) *Áreas de importancia para la conservación de las aves*. Escala 1:250 000. Consejo Internacional para la Preservación de las Aves-Conabio, México.
Assesing conservation prioirities in megadiverse Mexico: Mammalian diversity, endemicity, and endangerment	1998	Entorno nacional	Ceballos, G.P. y R. Medellín, 1998. Assesing conservation prioirities in megadiverse Mexico: Mammalian diversity, endemicity, and endangerment. *Ecological Applications* **8**:8-17.
Endemic bird areas of the world: Priorities for biodiversity conservation	1998	Entorno global	Statersfield, A.J., *et al.* 1998. *Endemic bird areas of the world: Priorities for biodiversity conservation.* BirdLife International, Cambridge, RU.
Estrategia integral para el desarrollo sustentable de la región de la mariposa monarca	1999	Centro de México	Toledo, C., 1999. Estrategia integral para el desarrollo sustentable de la región de la mariposa monarca, en J. Hoth *et al.* (comps.), *Reunión de América del Norte sobre la mariposa monarca, 1997.* Comisión de Cooperación Ambiental, Montreal.
Priorización de las AICA para México	1999	Entorno nacional	Priorización de las AICA para México. 1999. Cipamex-CCA-Conabio-FMCN.
Protección, conservación y recuperación del águila real	1999	Norte de México	Instituto Nacional de Ecología. 1999. *Protección, conservación y recuperación del águila real.* INE, Semarnap, México.

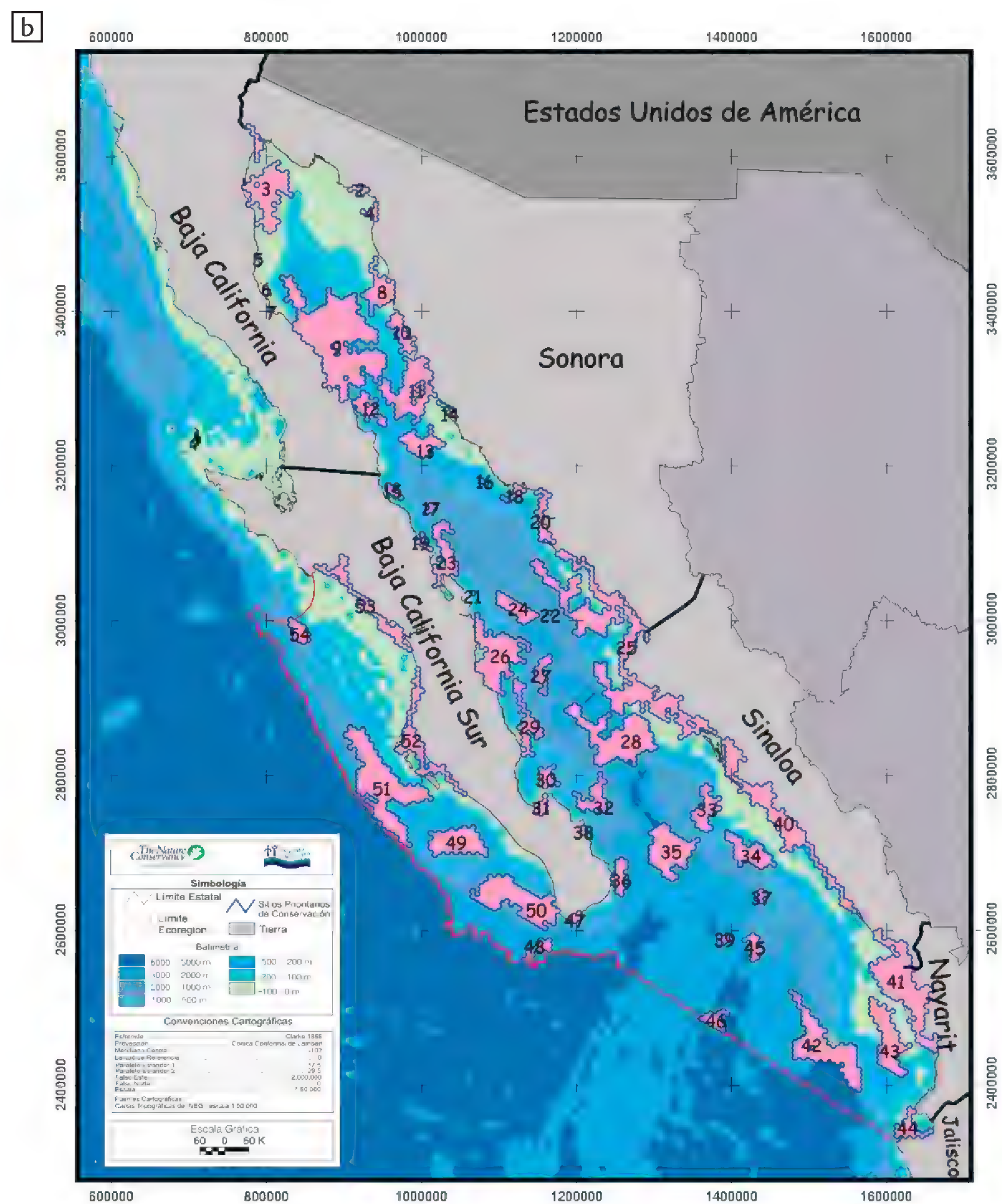
Estrategia o ejercicio de planeación	Año	Región o alcance	Referencias
Proyecto de recuperación del lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*)	1999	Norte de México	Instituto Nacional de Ecología. 1999. *Proyecto de recuperación del lobo mexicano* (Canis lupus baileyi). INE, Semarnap, México.
Proyecto para la conservación y manejo del oso negro (*Ursus americanus*) en México	1999	Norte de México	Instituto Nacional de Ecología. 1999. *Proyecto para la conservación y manejo del oso negro* (Ursus americanus) *en México.* INE, Semarnap, México.
Conservation priority setting for birds in Latin America	1999	Entorno continental	The Nature Conservancy. 1999. *Conservation priority setting for birds in Latin America.* Wings of the Americas Program, TNC, Arlington.
Estrategia nacional para la vida silvestre	2000	Entorno nacional	Instituto Nacional de Ecología. 2000. *Estrategia nacional para la vida silvestre.* INE, Semarnap, México.
Proyecto para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de los psitácidos en México	2000	Entorno nacional	Instituto Nacional de Ecología. 2000. *Proyecto para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de los psitácidos en México.* INE, Semarnap, México.
Proyecto para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de los Crocodylia en México	2000	Entorno nacional	Instituto Nacional de Ecología. 2000. *Proyecto para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de los Crocodylia en México.* INE, Semarnap, México.
Proyecto para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de los pinnípedos en México	2000	Pacífico	Instituto Nacional de Ecología. 2000. *Proyecto para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de los pinnípedos en México.* INE, Semarnap, México.
Proyecto para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable del borrego cimarrón (*Ovis canadensis*) en México	2000	Norte de México	Instituto Nacional de Ecología. 2000. *Proyecto para la conservación, manejo y aprovechamiento Sustentable del borrego cimarrón* (Ovis canadensis) *en México.* INE, Semarnap, México.
Proyecto para la protección conservación, investigación y manejo de las tortugas marinas	2000	Entorno nacional	Instituto Nacional de Ecología. 2000. *Proyecto para la protección conservación, investigación y manejo de las tortugas marinas.* INE, Semarnap, México.
Proyecto parta la protección, conservación y recuperación de la familia Zamiaceae (Cycadales) de México	2000	Entorno nacional	Instituto Nacional de Ecología. 2000. *Proyecto para la protección, conservación y recuperación de la familia Zamiaceae (Cycadales) de México.* INE, Semarnap, México.
Protección, conservación y recuperación del berrendo (*Antilocapra americana*) en México	2000	Norte de México	Instituto Nacional de Ecología. 2000. *Protección, conservación y recuperación del berrendo* (Antilocapra americana) *en México.* INE, Semarnap, México.
Taller trinacional para la conservación y recuperación de la guacamaya escarlata (*Ara macao*) en la selva maya	2001	Selva Maya	Carreón, G., *et al.* 2001. *Desarrollo de una estrategia regional de conservación para la guacamaya roja* (Ara macao) *en la selva maya de Belice, Guatemala y México.* USAID-Conservation International, México.
Representatividad mastofaunística en áreas naturales protegidas y regiones terrestres prioritaria en el Eje Neovolcánico: un modelo de conservación	2003	Centro de México	Munguía Carrara, M. 2004. *Representatividad mastofaunística en ANP y RTP en el Eje Neovolcánico: un modelo de conservación.* Tesis de licenciatura, UNAM.
Evaluación de áreas potenciales para la reintroducción del lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*)	2003	Norte de México	CBSG - IUCN, SSC, Subcomité del Lobo (STCRLM).
Taller de conservación de la águila arpía en México	2003	Sureste de México	Conservation Breeding Specialist Group (CBSG - IUCN), Instituto de Historia Natural y Ecología, y Naturalia, A.C. 2003. *Taller de conservación de la águila arpía. Zoológico Miguel Álvarez del Toro.* Tuxtla Gutiérrez, 27 a 30 de agosto de 2003.
Definición de prioridades de conservación para los carnívoros mexicanos y los carnívoros de Norteamérica y Centroamérica	2004	Entorno nacional	Valenzuela, D., y L.B. Vázquez. 2007. Consideraciones para priorizar la conservación de los carnívoros mexicanos, en G. Sánchez-Rojas y A.E. Rojas-Martínez (eds.), *Tópicos en sistemática, biogeografía, ecología y conservación de mamíferos.* Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Pachuca.

Estrategia o ejercicio de planeación	Año	Región o alcance	Referencias
Sitios prioritarios para las aves playeras en México	2004	Entorno nacional	Proyecto nacional para la conservación de las aves playeras y su hábitat en México (PREP aves playeras). En revisión. Subcomité técnico consultivo para la conservación de las aves playeras en México.
Deforestation and extant distributions of Mexican endemic mammals	2004	Entorno nacional	Sánchez-Cordero, *et al*. 2005. Deforestation and extant distributions of Mexican endemic mammals. *Biological Conservation* **126**:465-473.
Plan de recuperación del berrendo peninsular	2005	Península de Baja California	Cancino, J., P. Miller, J.B. Stoopen y J. Lewis (eds.). 1995. Population and habitat viability assessment for the peninsular pronghorn (*Antilocapra americana peninsularis*). IUCN-SSC Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley.
Grupo de trabajo sobre felinos fronterizos: protegiendo los felinos neotropicales en la frontera entre EUA y México	2005	Norte de México	Wilcox, S., M.M. Grigione y K. Menke. 2005. *The Bordercats Working Group: Protecting neotropical cats in the U.S./Mexico borderlands*. Poster presentation. *Fifth Meeting on the Border Environment*, Rosarito, Baja California, mayo de 2005.
El jaguar en el nuevo milenio	2005	Entorno continental	Sanderson, E.W., *et al*. 2002. Prioridades geográficas para la conservación del jaguar, en R. Medellín *et al*. (eds.), *El jaguar en el nuevo milenio*. Fondo de Cultura Económica-UNAM-WCS, México, pp. 601-627.
Plan de acción de América del Norte para la conservación del perrito de las praderas (*Cynomys ludovicianus*)	2005	Entorno nacional	CCA. 2005. Plan de acción de América del Norte para la conservación del perrito de las praderas (*Cynomys ludovicianus*). Comisión de Cooperación Ambiental, Montreal.
Plan de acción de América del Norte para la conservación del aguililla real (*Buteo regalis*)	2005	Entorno nacional	CCA. 2005. Plan de acción de América del Norte para la conservación del aguililla real (*Buteo regalis*). Comisión de Cooperación Ambiental, Montreal.
Plan de acción de América del Norte para la conservación del tecolote llanero (*Athene cunicularia hypugaea*)	2005	Entorno nacional	CCA. 2005. Plan de acción de América del Norte para la conservación del tecolote llanero (*Athene cunicularia hypugaea*). Comisión de Cooperación Ambiental, Montreal.
Plan de acción de América del Norte para la conservación de la pardela pata rosada (*Puffinus creatopus*)	2005	Entorno nacional	CCA. 2005. Plan de acción de América del Norte para la conservación de la pardela pata rosada (*Puffinus creatopus*). Comisión de Cooperación Ambiental, Montreal.
Plan de acción de América del Norte para la conservación de la tortuga laúd del Pacífico (*Dermochelys coriacea*)	2005	Entorno nacional	CCA. 2005. Plan de acción de América del Norte para la conservación de la tortuga laúd del Pacífico (*Dermochelys coriacea*). Comisión de Cooperación Ambiental, Montreal.
Plan de acción de América del Norte para la conservación de la ballena jorobada (*Megaptera novaeanglcae*)	2005	Entorno nacional	CCA. 2005. Plan de acción de América del Norte para la conservación de la ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae*). Comisión de Cooperación Ambiental, Montreal.
Plan de conservación de sitio en los pastizales asociados a perrito llanero en el Altiplano de México	2006	Norte de México	Pronatura Noreste y The Nature Conservancy.
Prioridades regionales para la conservación del hábitat del cocodrilo (*Crocodylus acutus*)	2006	Mesoamérica y Sudamérica	Thorbjarnarson, J., *et al*. 2006. Regional habitat conservation priorities for the American crocodile. *Biological Conservation* **128**:25-36.
Estrategia para la conservación de las cotorras serranas *Rhynchopsitta pachyrhyncha* y *R. terrisi* en el norte de México	n.d.	Norte de México	Estrategia para la conservación de las cotorras serranas *Rhynchopsitta pochyrhyncha* y *R. terrisi* en el norte de México. Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey.

Figura 13.4

Áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad en el Golfo de California





(a) Coalición para la Sustentabilidad del Golfo de California, Mazatlán, 2001; ***(b)*** Plan Ecorregional del Golfo de California. Fuente: Cobi (2005).

Apéndice 14.1

Sitios cero extinciones de México, de acuerdo con la Alianza Cero Extinciones

Localidad	Estado	Municipio	Especie ACE	Categoría en Lista roja UICN 2004	Coordenadas		Altitud mínima	Altitud máxima	Ubicación en ANP	Tamaño de parche de vegetación primaria
					Latitud N	Longitud W				
				Amphibia						
Cerros de San Cristóbal de las Casas	Chiapas	Chamula	*Eleutherodactylus glaucus*	CR	16.80000	92.68333	2 100	2 400	Reserva Pronatura Cerro Huitepec	
Cerros de San Cristóbal de las Casas	Chiapas	Chamula	*Plectrohyla pycnochila*	CR	16.80000	92.68333	2 100	2 400	Cercanías Reserva Pronatura Cerro Huitepec	
Corredor Laguna Bélgica-Sierra Limón-Cañón del Sumidero	Chiapas	Ocozocoautla de Espinosa	*Eleutherodactylus pozo*	CR	16.96667	93.50000	760	1 200	Reserva de la Biosfera Selva El Ocote	
Corredor Laguna Bélgica-Sierra Limón-Cañón del Sumidero	Chiapas	Ocozocoautla de Espinosa	*Ixalotriton niger*	CR	16.96667	93.50000	760	1 200	Reserva de la Biosfera Selva El Ocote	
Pedregal de San Ángel	Distrito Federal	Xochimilco	*Eleutherodactylus grandis*	CR	19.23330	99.15000	0	0	Reserva UNAM del Pedregal	
Agua del Obispo	Guerrero	Chilpancingo de los Bravo	*Eleutherodactylus guerreroensis*	CR	17.41000	99.86000	0	0	Fuera	
Cerro Teotepec	Guerrero	Atoyac de Álvarez	*Hyla trux*	CR	17.47000	100.21670	1 700	3 000	Fuera	50 000 a 100 000 ha
Cerro Teotepec	Guerrero	Atoyac de Álvarez	*Thorius grandis*	EN	17.47000	100.21670	1 700	3 000	Fuera	50 000 a 100 000 ha
Omiltemi	Guerrero	Chilpancingo de los Bravo	*Eleutherodactylus dixoni*	CR	17.55000	99.66667	0	0	Fuera	1 000 a 5 000 ha
Sierra de Atoyac	Guerrero	Atoyac de Álvarez	*Thorius infernalis*	CR	17.25000	100.33330	700	1 800	Fuera	
Durango (pueblo)	Hidalgo	Zimapán	*Chiropterotriton mosaueri*	CR	20.76190	99.32610	2 160	2 160	Fuera	<1 000 ha
Tlanchinol	Hidalgo	Tlanchinol	*Rana johni*	EN	21.00000	98.66667	0	0	Tlanchinol	10 000 a 25 000 ha
San Martín	México	Chapa de Mota	*Ambystoma bombypellum*	CR	19.86670	99.50000	2 500	2 500	Fuera	
Toluca	México	Jiquipilco	*Ambystoma granulosum*	CR	19.65000	99.65000	3 000	3 000	Fuera	
Volcanes Iztaccíhuatl-Popocatépetl	México	Chalco	*Ambystoma leorae*	CR	19.26670	98.70000	3 000	3 000		50 000 a 100 000 ha
Coalcomán-Pómaro	Michoacán	Aquila	*Eleutherodactylus rufescens*	CR	18.50000	103.25000	0	0	Fuera	
Pátzcuaro	Michoacán	Pátzcuaro	*Ambystoma dumerilii*	CR	19.58333	101.65000	1 920	1 920	Fuera	
Lago de Zacapu	Michoacán	Charapan	*Ambystoma andersoni*	CR	19.75000	102.20000	2 000	2 000	Fuera	10 000 a 25 000 ha
Chimalapas	Oaxaca	Santa María Chimalapa	*Ixalotriton parva*	CR	16.80000	94.33333	1 600	1 600	Fuera	250 000 a 500 000 ha
Santo Tomás Tecpan	Oaxaca	Santa María Ecatepec	*Thorius minutissimus*	EN	16.30000	95.88330	2 500	2 500	Fuera	
Sierra Norte	Oaxaca	Santiago Comaltepec	*Eleutherodactylus polymniae*	CR	17.62500	96.33335	1 500	3 000	Fuera	10 000 a 25 000 ha
Sierra Norte	Oaxaca	Santiago Comaltepec	*Hyla calvicollina*	CR	17.62500	96.33335	1 500	3 000	Fuera	10 000 a 25 000 ha
Sierra Norte	Oaxaca	Santiago Comaltepec	*Hyla calthula*	EN	17.62500	96.33335	1 500	3 000	Fuera	10 000 a 25 000 ha

Localidad	Estado	Municipio	Especie ACE	Categoría en Lista roja UICN 2004	Coordenadas		Altitud mínima	Altitud máxima	Ubicación en ANP	Tamaño de parche de vegetación primaria
					Latitud N	Longitud W				
Sierra Norte	Oaxaca	Santiago Comaltepec	*Hyla psarosema*	EN	17.62500	96.33335	1 500	3 000	Fuera	10 000 a 25 000 ha
Sierra Norte	Oaxaca	Santiago Comaltepec	*Hyla echinata*	CR	17.62500	96.33335	1 500	3 000	Fuera	10 000 a 25 000 ha
Sierra Norte	Oaxaca	Santiago Comaltepec	*Hyla mixe*	CR	17.62500	96.33335	1 500	3 000	Fuera	10 000 a 25 000 ha
Sierra Norte	Oaxaca	Santiago Comaltepec	*Hyla sabrina*	EN	17.62500	96.33335	1 500	3 000	Fuera	10 000 a 25 000 ha
Sierra Norte	Oaxaca	Santiago Comaltepec	*Hyla celata*	CR	17.62500	96.33335	1 500	3 000	Fuera	10 000 a 25 000 ha
Sierra Norte	Oaxaca	Santiago Comaltepec	*Lineatriton orchileucos*	EN	17.62500	96.33335	1 500	3 000	Fuera	10 000 a 25 000 ha
Sierra Norte	Oaxaca	Santiago Comaltepec	*Pseudoeurycea mystax*	EN	17.62500	96.33335	1 500	3 000	Fuera	10 000 a 25 000 ha
Sierra Norte	Oaxaca	Santiago Comaltepec	*Pseudoeurycea aquatica*	CR	17.62500	96.33335	1 500	3 000	Fuera	10 000 a 25 000 ha
Sierra Norte	Oaxaca	Santiago Comaltepec	*Pseudoeurycea saltator*	EN	17.62500	96.33335	1 500	3 000	Fuera	10 000 a 25 000 ha
Sierra Norte	Oaxaca	Santiago Comaltepec	*Thorius aureus*	CR	17.62500	96.33335	1 500	3 000	Fuera	10 000 a 25 000 ha
Sierra Norte	Oaxaca	Santiago Comaltepec	*Thorius papaloae*	EN	17.62500	96.33335	1 500	3 000	Fuera	10 000 a 25 000 ha
Sierra Norte	Oaxaca	Santiago Comaltepec	*Thorius arboreus*	EN	17.62500	96.33335	1 500	3 000	Fuera	10 000 a 25 000 ha
Zanatepec	Oaxaca	San Miguel Chimalapa	*Eleutherodactylus silvicola*	EN	16.66670	94.36670	1 450	1 450	Fuera	5 000 a 10 000 ha
Huauchinango	Puebla	Camocuautla	*Rana pueblae*	EN	20.05000	97.75000	0	0	Fuera	
Laguna Alchichica	Puebla	Tepeyahualco	*Ambystoma taylori*	CR	19.36670	97.48330	2 290	2 290	Fuera	
Antiguo Morelos	Tamaulipas	Nuevo Morelos	*Eleutherodactylus dennisi*	EN	22.58190	99.19390	0	0	Fuera	100 000 a 250 000 ha
El Cielo	Tamaulipas	Gómez Farías	*Chiropterotriton cracens*	EN	23.05000	99.15000	0	0	Reserva de la Biosfera El Cielo	
Acultzingo	Veracruz	Acultzingo	*Thorius magnipes*	CR	18.66670	97.28330	2 450	2 800	Cercanías del Parque Nacional Cañón del Río Blanco	
Centro de Veracruz	Veracruz	Emiliano Zapata	*Hyla siopela*	CR	19.40000	96.75000	2 550	2 550	Fuera	
Hacienda El Potrero	Veracruz	Amatlán de los Reyes	*Pseudoeurycea praecellens*	CR	18.83330	96.91670	0	0	Fuera	
Lago de Las Minas	Veracruz	Perote	*Rana chichicuahutla*	CR	19.40000	97.35000	2 324	2 324	Fuera	
Los Tuxtlas	Veracruz	Catemaco	*Eleutherodactylus megalotympanum*	CR	18.46000	95.00000	350	1 500	Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas (zona de amortiguamiento)	
Los Tuxtlas	Veracruz	Catemaco	*Eleutherodactylus vulcani*	EN	18.46000	95.00000	350	1 500	Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas (zona de amortiguamiento)	
Los Tuxtlas	Veracruz	Catemaco	*Lineatriton orchimelas*	EN	18.46000	95.00000	350	1 500	Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas (zona de amortiguamiento)	
Los Tuxtlas	Veracruz	Catemaco	*Thorius narismagnus*	CR	18.46000	95.00000	350	1 500	Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas (zona de amortiguamiento)	
Pan de Olla	Veracruz	Jalacingo	*Hyla pachyderma*	CR	19.86670	97.28330	1 600	1 600	Fuera	1 000 a 5 000 ha
Río Metlac	Veracruz	Coscomatepec	*Thorius lunaris*	EN	19.03333	97.16667	2 800	3 200	Cercanías Parque Nacional Pico de Orizaba	

Localidad	Estado	Municipio	Especie ACE	Categoría en Lista roja UICN 2004	Coordenadas		Altitud mínima	Altitud máxima	Ubicación en ANP	Tamaño de parche de vegetación primaria
					Latitud N	Longitud W				
Aves										
Isla Guadalupe	Baja California	n/a	*Junco insularis*	CR	29.00000	118.33330	0	1 295	Reserva de la Biosfera Isla Guadalupe	
Isla Guadalupe	Baja California	n/a	*Oceanodroma macrodactyla*	CR	29.00000	118.33330	0	1 295	Reserva de la Biosfera Isla Guadalupe	
Isla Socorro	Colima	n/a	*Aratinga brevipes*	EN	18.75000	110.96670	0	1 130	Reserva de la Biosfera Archipiélago de Revillagigedo	5 000 a 10 000 ha
Isla Socorro	Colima	n/a	*Mimodes graysoni*	CR	18.75000	110.96670	0	1 130	Reserva de la Biosfera Archipiélago de Revillagigedo	5 000 a 10 000 ha
Isla Socorro	Colima	n/a	*Puffinus auricularis*	CR	18.75000	110.96670	0	1 130	Reserva de la Biosfera Archipiélago de Revillagigedo	5 000 a 10 000 ha
Isla Socorro	Colima	n/a	*Zenaida graysoni*	EW	18.75000	110.96670	0	1 130	Reserva de la Biosfera Archipiélago de Revillagigedo	5 000 a 10 000 ha
Sierra de Atoyac	Guerrero	Atoyac de Álvarez	*Lophornis brachylopha*	CR	17.25000	100.33330	700	1 800	Fuera	
El Capulín-La Cima	México	Huixquilucan	*Xenospiza baileyi*	EN	19.33330	99.36670	2 800	3 000	Parque Estatal Zempoala-La Bufa Otomí-Mexica	
Pradera de Tokio	Nuevo León	Galeana	*Spizella wortheni*	EN	24.68330	100.30000	1 200	2 450	Fuera	250 000 a 500 000 ha
Isla Cozumel	Quintana Roo	n/a	*Toxostoma guttatum*	CR	20.50000	86.95000	0	30	Fuera	
Los Tuxtlas	Veracruz	Catemaco	*Geotrygon carrikeri*	EN	18.46000	95.00000	350	1 500	Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas (zona de amortiguamiento)	
Mammalia										
Isla San Lorenzo Sur	Baja California	n/a	*Peromyscus interparietalis*	EN	28.63420	112.83360	0	533	Parque Nacional Archipiélago de San Lorenzo	1 000 a 5 000 ha
Isla San Lorenzo Sur	Baja California	n/a	*Peromyscus interparietalis*	EN	28.63420	112.83360	0	533	Área de Protección de Flora y Fauna Silvestres Islas del Golfo de California	1 000 a 5 000 ha
Isla San Martín	Baja California	n/a	*Neotoma martinensis*	EN	30.48580	116.11670	70	0	Fuera	
Isla Todos Santos	Baja California	n/a	*Neotoma anthonyi*	EN	31.81080	116.80390	0	180	Fuera	
Archipiélago San José	Baja California Sur	La Paz	*Dipodomys insularis*	CR	24.98640	110.62640	0	633	Área de Protección de Flora y Fauna Silvestres Islas del Golfo de California	10 000 a 25 000 ha
Isla Cedros	Baja California Sur	n/a	*Neotoma bryanti*	EN	28.20610	115.25830	0	1 205	Fuera	
Isla Coronados	Baja California Sur	n/a	*Neotoma bunkeri*	EN	26.12140	111.27170	0	283	Parque Marino Nacional Bahía de Loreto	<1 000 ha
Isla Coronados	Baja California Sur	n/a	*Peromyscus pseudocrinitus*	CR	26.12140	111.27170	0	283	Parque Marino Nacional Bahía de Loreto	<1 000 ha
Isla Santa Catalina	Baja California Sur	n/a	*Peromyscus slevini*	CR	25.64295	110.81330	0	470	Parque Marino Nacional Bahía de Loreto	

Localidad	Estado	Municipio	Especie ACE	Categoría en Lista roja UICN 2004	Coordenadas		Altitud mínima	Altitud máxima	Ubicación en ANP	Tamaño de parche de vegetación primaria
					Latitud N	Longitud W				
Isla Santa Margarita	Baja California Sur	n/a	*Dipodomys margaritae*	CR	24.41670	111.79110	0	567	Fuera	10 000 a 25 000 ha
Isla Tortuga	Baja California Sur	n/a	*Peromyscus dickeyi*	EN	27.44167	111.99167	0	310	Área de Protección de Flora y Fauna Silvestres Islas del Golfo de California	
Sur del Valle de México	Distrito Federal	Tlalpan	*Romerolagus diazi*	EN	19.13333	99.20000	0	0	Fuera	
Sierra Madre del Sur	Guerrero	Atoyac de Álvarez	*Sylvilagus insonus*	CR	17.41670	100.21670	700	1 800	Fuera	<1 000 ha
Alrededores de la Laguna Inferior	Oaxaca	San Francisco del Mar	*Lepus flavigularis*	EN	16.34000	94.59000	0	0	Fuera	
Isla Cozumel	Quintana Roo	n/a	*Nasua nelsoni*	EN	20.50000	86.95000	0	30	Fuera	
Isla Cozumel	Quintana Roo	n/a	*Procyon pygmaeus*	EN	20.50000	86.95000	0	30	Fuera	
Isla Cozumel	Quintana Roo	n/a	*Reithrodontomys spectabilis*	EN	20.50000	86.95000	0	30	Fuera	
Isla San Esteban	Sonora	n/a	*Peromyscus stephani*	EN	28.70060	112.58000	0	540	Área de Protección de Flora y Fauna Silvestres Islas del Golfo de California	1 000 a 5 000 ha
Isla Turner	Sonora	n/a	*Neotoma varia*	EN	28.81234	28.81234	0	364	Área de Protección de Flora y Fauna Silvestres Islas del Golfo de California	50 000 a 100 000 ha
				Reptilia						
Cuatrociénegas	Coahuila	Cuatrociénegas	*Apalone ater*	CR	27.00000	102.00000	0	0	Fuera	1 000 a 5 000 ha
Cuatrociénegas	Coahuila	Cuatrociénegas	*Terrapene coahuila*	EN	27.00000	102.00000	0	0	Fuera	1 000 a 5 000 ha

Apéndice 14.2
Sitios cero extinciones de mamíferos

Familia	Especie	Endémica	En riesgo	Restringida	Localidad	Municipio	Estado	Coordenadas		Área protegida
								Latitud N	Longitud W	
Orden Didelphimorphia										
Didelphidae	*Chironectes minimus*		1	1	Chajul	Ocosingo	Chiapas	16° 6′ 31″	90° 56′ 13″	Reserva de la Biosfera Montes Azules
	Metachirus nudicaudatus			1	Chajul	Ocosingo	Chiapas	16° 6′ 31″	90° 56′ 13″	Reserva de la Biosfera Montes Azules
Orden Xenarthra										
Dasypodidae	*Cabassous centralis*		1	1	Chajul	Ocosingo	Chiapas	16° 6′ 31″	90° 56′ 13″	Reserva de la Biosfera Montes Azules
Orden Insectivora										
Soricidae	*Cryptotis magna*			1	Zempoaltépetl	Totontepec	Oaxaca	17° 15′ 30″	96° 1′ 37″	Fuera de reserva
	Cryptotis nelsoni	1		1	Los Tuxtlas	Catemaco	Veracruz	18.46000	95.00000	Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas
	Cryptotis phillipsii			1	Sierra Miahuatlán		Oaxaca			
	Notiosorex villai	1		1	El Cielo	Gomez Farías	Tamaulipas	23° 18′ 8″	99° 32′ 54″	Reserva de la Biosfera El Cielo
	Sorex arizonae			1	Tomóchic	Guerrero	Chihuahua	27° 2′ 0″	109° 26′ 0″	Fuera de reserva
	Sorex sclateri	1		1	San Antonio Buena Vista		Chiapas			Fuera de reserva
					Tumbalá		Chiapas	17° 16′ 40″	92° 19′ 0″	Fuera de reserva
	Sorex stizodon	1		1	San Cristóbal de las Casas	Chamula	Chiapas	16.80000	92.68333	Reserva Ecológica de Huitepec
Talpidae	*Scalopus aquaticus*		1	1	Maderas del Carmen	Ocampo	Coahuila	29° 11′ 42″	102° 56′ 28″	Área de Protección de Flora y Fauna Maderas del Carmen
	Scapanus latimanus		1	1	Sierra de Juárez	Ensenada	Baja California	30° 49′ 0″	114° 42′ 4″	
	Scapanus anthony	1	1	1	Sierra San Pedro Mártir	Mexicali	Baja California	31.29888	116.25361	Parque Nacional San Pedro Mártir
Orden Chiroptera										
Noctilionidae	*Noctilio albiventris*			1	La Encrucijada		Chiapas			Reserva de la Biosfera La Encrucijada

Familia	Especie	Endémica	En riesgo	Restringida	Localidad	Municipio	Estado	Coordenadas		Área protegida
								Latitud N	Longitud W	
Phyllostomidae	*Micronycteris schmidtorum*		1	1	Isla Cozumel	ND	Quintana Roo	20° 1′ 48″	87° 28′ 39″	Fuera de reserva
	Trinycteris nicefori			1	Bonampak		Chiapas			Monumento Natural
	Lichonycteris obscura			1	Chajul	Ocosingo	Chiapas	16° 6′ 31″	90° 56′ 13″	Reserva de la Biosfera Montes Azules
Vespertilionidae	*Lasionyceris noctivagans*			1	Sierra San Carlos		Tamaulipas			Fuera de reserva
	Myotis findleyi	1		1	Isla María Madre		Nayarit			Reserva de la Biosfera Islas Marías
	Myotis peninsularis	1		1	Sierra de la Laguna		Baja California Sur			Reserva de la Biosfera Sierra la Laguna
	Myotis planiceps	1	1	1			Coahuila			
	Rhogeessa mira	1		1	Infernillo		Michoacán			Reserva de la Biosfera Zicuirán-Infiernillo
Molossidae	*Eumops hansae*			1	Chajul	Ocosingo	Chiapas	16° 6′ 31″	90° 56′ 13″	Reserva de la Biosfera Montes Azules
Orden Carnivora										
Mustelidae	*Lontra canadensis*			1	Río Bravo		Tamaulipas			Fuera de reserva
Procyonidae	*Nasua nelsoni*		1	1	Isla Cozumel	ND	Quintana Roo	20.50000	86.95000	Fuera de reserva
	Procyon pygmaeus	1	1	1	Isla Cozumel	ND	Quintana Roo	20.50000	86.95000	Fuera de reserva
Orden Arctiodactyla										
Antilocapridae	*Antilocapra americana*		1	1	Guerrero Negro		Baja California Sur			Reserva de la Biosfera El Vizcaíno
					El Pinacate		Sonora			Reserva de la Biosfera El Pinacate
					Janos		Chihuahua			Propuesta de Reserva de la Biosfera Janos
Bovidae	*Bison bison*		1	1	Janos	Janos	Chihuahua			Propuesta de Reserva de la Biosfera Janos
Cervidae	*Cervus elaphus*		1	1	Maderas del Carmen		Coahuila			Área de Protección de Flora y Fauna Maderas del Carmen

Familia	Especie	Endémica	En riesgo	Restringida	Localidad	Municipio	Estado	Coordenadas		Área protegida
								Latitud N	Longitud W	
Tayassuidae	*Tayassu pecari*		1	1	Calakmul		Campeche			Reserva de la Biosfera Calakmul
					Chajul	Ocosingo	Chiapas	16° 6′ 31″	90° 56′ 13″	Reserva de la Biosfera Montes Azules
Orden Rodentia										
Sciuridae	*Ammospermophilus insularis*			1	Isla Espíritu Santo	La Paz	Baja California Sur			Parque Natural
	Cynomys ludovicianus		1	1	Janos	Janos	Chihuahua			Propuesta de Reserva de la Biosfera Janos
	Cynomys mexicanus	1	1	1	Vanegas	Vanegas	San Luis Potosí	25° 6′ 55″	101° 1′ 55″	Fuera de reserva
							Coahuila			
							Nuevo León			
	Sciurus arizonensis		1	1	Janos	Janos	Chihuahua			Propuesta de Reserva de la Biosfera Janos
	Sciurus griseus		1	1	Sierra de Juárez		Baja Califronia Sur			
	Spermophilus perotensis	1	1	1	Valle del Oriental		Puebla			Fuera de reserva
	Neotamias bulleri	1		1						
	Neotamias merriami			1	Valle de Nachoguero		Baja California			Parque Nacional San Pedro Mártir
	Neotamias obscurus			1	Sierra San Pedro Mártir	Mexicali	Baja California	31.29888	116.25361	Parque Nacional San Pedro Mártir
	Tamiasciurus mearnsi	1	1	1	Sierra San Pedro Mártir	Mexicali	Baja California	31.29888	116.25361	Parque Nacional San Pedro Mártir
Castoridae	*Castor canadensis*		1	1	Los Fresnos		Sonora			Area Protegida Privada. Naturalia
Geomyidae	*Cratogeomys neglectus*	1		1	Pinal de Amoles		Querétaro			Reserva de la Biosfera Sierra Gorda
	Crateogemys planiceps			1	Nevado de Toluca		Estado de México			Parque Nacional Nevado de Toluca
	Geomys personatus		1	1	Playa Washington	Tampico	Tamaulipas	25° 30′ 27″	97° 12′ 46″	Fuera de reservas
	Geomys tropicalis	1	1	1	Altamira	Altamira	Tamaulipas	22° 35′ 00″	97° 56′ 29″	Fuera de reservas

Familia	Especie	Endémica	En riesgo	Restringida	Localidad	Municipio	Estado	Coordenadas		Área protegida
								Latitud N	Longitud W	
Geomyidae (cont.)	*Orthogeomys cuniculus*		1	1						
	Orthogeomys lanius	1	1	1						
	Zygogeomys trichopus	1	1	1	Pátzcuaro		Michoacán			Fuera de reserva
					Tancítaro		Michoacán			Parque Nacional Tancítaro
Heteromyidae	*Dipodomys compactus*			1						
	Dipodomys insularis			1	Archipiélago San José	La Paz	Baja California Sur	24.98640	110.62640	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California
	Dipodomys gravipes	1	1	1	Valle San Quintín	Ensenada	Baja California	30° 29′ 0″	115° 56′ 36″	Fuera de reserva
	Heteromys nelsoni	1		1						
	Liomys spectabilis	1		1						
	Chaetodipus anthony			1	Isla Cedros	ND	Baja California			Fuera de reserva
	Chaetodipus dalquesti	1		1						
	Chaetodipus lineatus	1		1						
	Perognathus amplus			1	El Pinacate		Sonora			Reserva de la Biosfera El Pinacate
	Perognathus flavescens			1	Janos	Janos	Chihuahua			Propuesta de Reserva de la Biosfera Janos
Cricetidae	*Microtus californicus*		1	1	San Pedro Mártir		Baja California			Parque Nacional San Pedro Mártir
	Microtus guatemalensis		1	1	San Cristóbal de las Casas	Chamula	Chiapas	16.80000	92.68333	Reserva Ecológica Huitepec
	Microtus oaxacensis	1	1	1	Sierra de Juárez		Oaxaca			Fuera de reserva
	Microtus pennsylvanicus		Ext	1	Extinto					
	Microtus umbrosus	1		1	Zempoaltépetl	Totontepec	Oaxaca	17° 15′ 30″	96° 1′ 37″	Fuera de reserva
	Ondatra zibethicus		1	1	Ciénegas de Santa Clara		Sonora			
	Habromys chinanteco	1		1	Cerro Pelón, Sierra Juárez		Oaxaca	17° 35′ 08″	96° 30′ 41″	Fuera de reserva
	Habromys delicatulus			1	Dexcani	Jilotepec	Estado de México	19° 56′ 0″	99° 30′ 0″	Fuera de reserva

Familia	Especie	Endémica	En riesgo	Restringida	Localidad	Municipio	Estado	Coordenadas		Área protegida
								Latitud N	Longitud W	
Cricetidae (cont.)	*Habromys ixtlani*			1	Sierra de Juárez	Ixtlán	Oaxaca	17°35′08″	96°30′41″	Fuera de reserva
	Habromys lepturus	1		1	Sierra Zempoaltépetl	Tlahuitoltepec	Oaxaca	17°09′0″	96°0′0″	Fuera de reserva
	Habromys lophurus			1	El Triunfo		Chiapas			Reserva de la Biosfera El Triunfo
	Habromys schmidly			1	Sierra de Taxco	Taxco	Guerrero	18°36′	99°45′	Fuera de reserva
	Habromys simulatus	1		1	Xico		Veracruz			
					Puerto la Soledad	Totitlán	Oaxaca	18°09′07″	95°59′0″	Fuera de reserva
	Megadontomys cryophilus	1		1	Sierra de Juárez	Ixtlan	Oaxaca	17°35′08″	96°30′41″	Fuera de reserva
	Megadontomys thomasi	1		1	Omiltemi	Atoyac de Álvarez	Guerrero	17.41670	100.21670	Parque Estatal Omiltemi
	Neotoma angustapalata	1		1						
	Neotoma anthonyi	1	Ext	1	Isla Todos los Santos	ND	Baja California	31.81080	116.80390	Fuera de reserva
	Neotoma bryanti	1	1	1	Isla Cedros	ND	Baja California	28.20610	115.25830	Fuera de reserva
	Neotoma bunkeri	1	Ext	1	Isla Coronados		Baja California Sur	26.12140	111.27170	Parque Marino Nacional Bahía de Loreto
	Neotoma devia			1	El Pinacate		Sonora			Reserva de la Biosfera El Pinacate
	Neotoma martinensis	1	1	1	Isla San Martín		Baja California	30.48580	116.11670	Fuera de reserva
	Neotoma nelsoni	1		1	Valle El Oriental					
	Neotoma palatina	1		1						
	Neotoma varia	1	1	1	Isla Turner		Sonora	28.81234	28.81234	Fuera de reserva
	Ondatra zibethicus			1	Ciénegas de Santa Clara		Sonora			Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California
	Peromyscus bullatus	1		1	Valle Oriental		Veracruz			Fuera de reserva
	Peromyscus caniceps	1		1	Isla Monserrat					
	Peromyscus dickeyi			1	Isla Tortuga			27.44167	111.99167	
	Peromyscus guardia	1	1	1	Isla Ángel de la Guarda					
					Isla Mejía					

Familia	Especie	Endémica	En riesgo	Restringida	Localidad	Municipio	Estado	Coordenadas		Área protegida
								Latitud N	Longitud W	
Cricetidae (cont.)	*Peromyscus gymnotis*			1						
	Peromyscus interparietalis	1		1	Salsipuedes, Las Ánimas y San Lorenzo					
	Peromyscus madrensis	1	Ext	1	Extinto					
	Peromyscus mekisturus	1	1	1	Ciudad Serdán		Puebla			
	Peromyscus melanocarpus	1		1	Sierra de Juárez	Ixtlán	Oaxaca	17° 35′ 08″	96° 30′ 41″	Fuera de reserva
	Peromyscus ochraventer	1		1	El Cielo	Gomez Farías	Tamaulipas	23° 18′ 8″	99° 32′ 54″	Reserva de la Biosfera El Cielo
	Peromyscus pembertoni	1	Ext	1	Extinto					
	Peromyscus pseudocrinitus	1	1	1	Isla Coronados	ND	Baja California Sur	26.12140	111.27170	
	Peromyscus sagax	1		1	Los Reyes					
	Peromyscus sejugis	1	1	1	Isla Santa Cruz, Isla San Diego					
	Peromyscus slevini	1	1	1	Isla Santa Catalina		Baja California Sur	25.64295	110.81330	
	Peromyscus stephani	1	1	1	Isla San Esteban	ND	Sonora	28.70060	112.58000	
	Peromyscus winkelmanni	1		1	Dos Aguas	Agulilla	Michoacán	18° 48′ 20″	102° 55′ 30″	
	Reithrodontomys bakeri			1	Filo de Caballo					Fuera de reserva
	Reithrodontomys hirsutus	1		1						Fuera de reserva
	Reithrodontomys spectabilis	1	1	1	Isla Cozumel	ND	Quintana Roo	20.50000	86.95000	
	Reithrodontomys tenuirostris			1	San Cristóbal de las Casas	Chamula	Chiapas	16.80000	92.68333	
	Rheomys mexicanus	1		1	Guelatao		Oaxaca			
	Rheomys thomasi			1	El Triunfo		Chiapas			
	Tylomys bullaris	1	1	1	Tuxtla Gutiérrez		Chiapas			
	Tylomys tumbalensis	1		1	Tumbalá		Chiapas			
	Xenomys nelsoni	1	1	1	Chamela-Cuixmala	La Huerta	Jalisco			Reserva de la Bisofera Chamela-Cuixmala

Familia	Especie	Endémica	En riesgo	Restringida	Localidad	Municipio	Estado	Coordenadas		Área protegida
								Latitud N	Longitud W	
Orden Lagomorpha										
Leporidae	*Lepus flavigularis*	1	1	1	San Mateo del Mar	San Mateo del Mar	Oaxaca	16° 12′ 32″	36° 94′ 58″	Fuera de reserva
					Santa Efigenia		Oaxaca	17° 32′ 44″	96° 2′ 50″	Fuera de reserva
	Lepus insularis	1		1	Isla Espíritu Santo	La Paz	Baja California Sur			Parque Natural
	Romerolagus diazi	1	1	1	Popo-Izta	Chalco	México	19.26670	98.70000	Parque Nacional Popo-Izta
					Nevado de Toluca		México	19° 8′ 27″	100° 38′ 8″	Parque Nacional Nevado de Toluca
					Volcán Pelado	Tlalpan	Distrito Federal	19° 06′ 45″	99° 15′ 45″	Fuera de reserva
	Sylvilagus graysoni	1	1	1	Isla María Madre		Nayarit			Reserva de la Biosfera Islas Marías
					Isla Juanito		Nayarit			Reserva de la Biosfera Islas Marías
	Sylvilagus insonus	1	1	1	Omiltemi	Atoyac de Álvarez	Guerrero	17.4167	100.21670	Parque Estatal Omiltemi
	Sylvilagus mansuetus	1		1						

Apéndice 14.3
Sitios cero extinciones de aves

Familia-Subfamilia	Especie	BirdLife 2000	NOM-59	Endémica	Restringida	Localidad	Estado	Reserva
Orden Procellarifomes								
Diomedeidae	*Diomedea immutabilis*		P		1	Isla Guadalupe		Reserva de la Biosfera Isla Guadalupe
Procellaridae	*Puffinus opisthomelas*		P		1	Isla Guadalupe		Reserva de la Biosfera Isla Guadalupe
	Puffinus auricularis	CR	P		1	Isla Socorro	Colima	Reserva de la Biosfera Archipiélago Revillagigedo
	Oceanodroma homochroa	NT	A		1	Islas Coronado		
	Oceanodroma leucorhoa		P, A		1	Isla Guadalupe		Reserva de la Biosfera Isla Guadalupe
	Oceanodroma microsoma		A		1	Isla Partida		Espíritu Santo
						Isla San Benito		
Orden Ciconiiformes								
Ciconiidae	*Jabiru mycteria*				1	Pantanos de Centla	Campeche	Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla
Orden Phoenicopteriformes								
Phoenicopteridae	*Phoenicopterus ruber*		A		1	Ría Lagartos	Yucatán	Reserva de la Biosfera Ría Lagartos
Orden Anseriformes								
Anatidae	*Anas fulvigula*		A		1	Laguna Madre	Tamaulipas	APFF Laguna Madre y Delta del Río Bravo
	Cygnus columbianus				1	Janos	Chihuahua	Reserva de la Biosfera Janos
	Branta bernicla		A		1	Ojo de Liebre, Laguna San Ignacio	Baja California	RB Complejo Lagunar Ojo de Liebre
						Bahía Magdalena	Baja California Sur	
Orden Falconiformes								
Accipitridae	*Haliaeetus leucocephalus*		P		1	Río Yaqui	Sonora	Fuera de reserva
	Harpia harpyja	NT	P		1	Chajul	Chiapas	Reserva de la Biosfera Montes Azules

Familia-Subfamilia	Especie	BirdLife 2000	NOM-59	Endémica	Restringida	Localidad	Estado	Reserva
Cathartidae	*Gymnogyps californianus*		E		1	San Pedro Mártir	Baja California	Parque Nacional San Pedro Mártir
Falconidae	*Daptrius americanus*		E		1	El Triunfo	Chiapas	Reserva de la Biosfera El Triunfo
	Morphnus guianensis		P		1	Chajul		Reserva de la Biosfera Montes Azules
Orden Galliformes								
Cracidae	*Oreophasis derbianus*	EN	P		1	El Triunfo	Chiapas	Reserva de la Biosfera El Triunfo
Phasianidae	*Colinus virginianus ridwadgi*		P		1	Benjamin Hill	Sonora	Fuera de reserva
Orden Gruiformes								
Rallidae	*Corturnicops nobevoracensis goldmani*		P	1	1	Ciénegas de Lerma	Estado de México	APFF Ciénegas del Lerma
	Laterallus jamaicensis	NT	P		1		Baja California	Fuera de reserva
Helioniithidae	*Eurypyga helias*		P		1	Chajul	Chiapas	Reserva de la Biosfera Montes Azules
Orden Charadriiformes								
Alcidae	*Synthliboramphus hypoleucus*	VU	P		1	Isla Guadalupe		Reserva de la Biosfera Isla Guadalupe
						Islas San Benito		
Charadriidae	*Charadrius melodus*	NT	P		1	Ría Lagartos	Yucatán	Reserva de la Biosfera Ría Lagartos
	Charadrius montanus	NT	A		1	Janos	Chihuahua	Reserva de la Biosfera Janos
Laridae	*Larus heermanni*	NT	Pr		1	Isla Rasa		APFF Islas del Golfo de California
	Sterna elegans	NT	Pr		1	Isla Rasa		APFF Islas del Golfo de California
Orden Columbiformes								
Columbidae	*Geotrygon carrikeri*	EN	P	1	1	Los Tuxtlas	Veracruz	Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas
	Zenaida graysoni	EW	E	1	1	Islas Revillagigedo		RB Archipiélago Revillagigedo

Familia-Subfamilia	Especie	BirdLife 2000	NOM-59	Endémica	Restringida	Localidad	Estado	Reserva
Orden Psittaciformes								
Psittacidae	*Amazona oratrix tresmariae*		A		1	Islas Marías	Nayarit	Reserva de la Biosfera Islas Marías
	Amazona viridigenalis	EN	P	1	1		Tamaulipas	Reserva de la Biosfera Janos
	Ara macao		P		1	Chajul	Chiapas	Reserva de la Biosfera Montes Azules
	Aratinga brevipes	EN	A	1	1	Isla Socorro	Colima	RB Archipiélago Revillagigedo
	Aratinga strenua		A		1	La Encrucijada	Chiapas	Reserva de la Biosfera La Encrucijada
	Brotogeris jugularis		A		1	La Encrucijada	Chiapas	Reserva de la Biosfera La Encrucijada
	Rhynchopsitta pachyrhyncha	EN	P	1		Mesa de Las Guacamayas (Janos)	Chiuahua	Reserva de la Biosfera Janos
	Rhynchopsitta terrisi	VU	A	1	1	El Taray	Coahuila	APFF
Orden Cuculiformes								
Cuculidae	*Crotophaga ani*		A		1	Cozumel	Quintana Roo	Fuera de reserva
Orden Strigiformes								
Strigiidae	*Aegolius ridgwayi*		A		1	Tacana	Chiapas	Reserva de la Biosfeara Volcán Tacaná
	Micrathene whitneyi graysoni		E	1	1	Isla Socorro	Colima	RB Archipiélago Revillagigedo
	Otus barbarus	NT	A		1		Chiapas	Reserva Huitepec
Orden Caprimulgiformes								
Apotidae	*Nyctibius grandis*		A		1	Chajul	Chiapas	Reserva de la Biosfera Montes Azules
Orden Apodiformes								
Apodidae	*Cypseloides storeri*	DD	Pr	1	1	Atoyac	Guerrero	Fuera de reserva
Trochilidae	*Amazilia cyanura*				1		Chiapas	Fuera de reserva
	Campylopterus excellens	NT	Pr	1	1	Los Tuxtlas	Veracruz	Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas

Familia-Subfamilia	Especie	BirdLife 2000	NOM-59	Endémica	Restringida	Localidad	Estado	Reserva
Trochilidae (cont.)	*Calothorax eliza*			1	1	Ría Lagartos	Yucatán	Reserva de la Biosfera Ría Lagartos
	Chlorostibon salvini				1		Chiapas	
	Chlorostilbon forficatus			1	1	Cozumel	Quintana Roo	Fuera de reserva
	Lophornis brachylopha	CR	P	1	1	Atoyac	Guerrero	Fuera de reserva
	Eupherusa cyanophrys	EN	A	1	1	Sierra Miahuatlán	Oaxaca	Fuera de reserva
Orden Trogoniformes								
Trogonidae	*Pharomachrus mocinno*		P		1	El Triunfo	Chiapas	Reserva de la Biosfera El Triunfo
Orden Piciformes								
Bucconidae	*Malacoptila panamensis*		A		1	Yaxchilán	Chiapas	Parque Nacional Yaxchilán
Orden Passeriformes								
Tyrannidae	*Xenotriccus callizonus*	NT	A		1	El Sumidero	Chiapas	Parque Nacional Cañón del Sumidero
Corvidae	*Cyanocorax dickeyi*	NT	P	1	1	Palmito	Durango	Fuera de reserva
	Nucifraga columbiana		P		1	Cerro Potosí	Nuevo León	Fuera de reserva
Troglodytidae	*Campylorhynchus chiapensis*		Pr	1	1	La Encrucijada	Chiapas	Reserva de la Biosfera La Encrucijada
	Campylorhynchus yucatanicus		P	1	1	Celestún	Yucatán	Reserva de la Biosfera Ría Celestún
	Hylorchilus navai	VU	P	1	1			
	Hylorchilus sumichrasti	NT	A	1	1			
	Thryomanes sissonii	NT	P	1	1	Isla Socorro		RB Archipiélago Revillagigedo
	Troglodytes baeni			1	1	Isla Cozumel	Quintana Roo	Fuera de reserva
	Troglodytes tanneri	VU	P	1	1	Isla Clarión		RB Archipiélago Revillagigedo
Sylviidae	*Regulus calendula*		P		1	Isla Guadalupe		Reserva de la Biosfera Isla Guadalupe
Mimidae	*Mimodes graysoni*	CR	P	1	1	Isla Socorro	Colima	RB Archipiélago Revillagigedo
	Toxostoma guttatum	CR	P	1	1	Cozumel	Quintana Roo	Fuera de reserva

Familia-Subfamilia	Especie	BirdLife 2000	NOM-59	Endémica	Restringida	Localidad	Estado	Reserva
Vireonidae	*Vireo bairdi*			1	1	Cozumel		Fuera de reserva
Emberizidae-Parulinae	*Bassileuterus delattrii*				1		Chiapas	
	Geothlypis beldingi	CR	P	1	1	Los Cabos	Baja California	Reserva de la Biosfera Los Cabos
	Geothlypis flavovelata	VU	A	1	1	Altamira	Tamaulipas	Fuera de reserva
	Geothlypis speciosa	EN	P	1	1	Lerma	Estado de México	APFF Ciénegas del Lerma
Emberizidae-Thraupinae	*Tangara cabanisi*	EN	P		1	El Triunfo	Chiapas	Reserva de la Biosfera El Triunfo
	Spindalis zena				1	Cozumel	Quintana Roo	Fuera de reserva
Emberizidae-Cardenalinae	*Passerina rositae*	NT	A	1	1	Nizanda	Oaxaca	Fuera de reserva
Emberizidae-Emberizinae	*Aimophila notosticta*	NT	Pr	1	1		Oaxaca	Fuera de reserva
	Aimophila sumichrasti	NT	P	1	1	Nizanda	Oaxaca	Fuera de reserva
	Junco bairdi			1	1	Sierra de la Laguna	Baja California Sur	Reserva de la Biosfera La Laguna
	Junco insularis	CR	P	1	1	Isla Guadalupe		Reserva de la Biosfera Isla Guadalupe
	Pipilo aberti					Río Colorado	Baja California, Sonora	Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California
	Sporophila schistacea				1		Oaxaca	Fuera de reserva
	Spizella wortheni	EN	A	1	1	Rancho Los Ángeles	Coahuila	Reserva universitaria
	Xenospiza baileyi	EN	P	1	1	La Cima	Morelos	Fuera de reserva
							Durango	Fuera de reserva

CR: *critically endangered*; NT: *near threatened*; EN: *endangered*; VU: *vulnerable*; EW: *extinct in the wild*; DD: *data deficient*.
P: sujeta a protección especial; A: amenazada; Pr: en peligro de extinción; E: probablemente extinta en el medio silvestre.

Apéndice 14.4
Sitios cero extinciones de reptiles

Familia	Especie	Endémica	En riesgo[1]	Restringida	Localidad	Municipio	Estado	Coordenadas		Área protegida
								Latitud N	Longitud W	
Orden Serpentes										
Colubridae	*Adelophis foxi*	1	Pr	1	La Escondida	Pueblo Nuevo	Durango	23.45396	105.33709	Fuera de reservas
	Adelphicos latifasciatum	1	Pr	1	El Palmar	San Miguel Chimalapa	Oaxaca	16.77994	94.45498	Reserva de la Biosfera La Sepultura
	Chilomeniscus savagei	1	Pr	1	Isla Cerralvo	La Paz	Baja California Sur	24.22696	109.87681	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California
	Coniophanes lateritius	1		1	Tololinga	Izúcar de Matamoros	Puebla	18.57441	98.49282	Corredor Biológico Ajusco-Chichinautzin
	Coniophanes sarae	1		1	Tepalcatepec	Tepalcatepec	Michoacán	19.18943	102.84434	Fuera de reservas
	Conophis morai	1		1	Remolino de Pavan-San Basilio	Tlacotalpan y Amatitlán	Veracruz	18.45547	95.66025	Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas
	Conopsis amphistica	1		1	San Juan Metaltepec-Los Palmares	San Juan Metaltepec y Santiago Zacatepec	Oaxaca	17.17210	95.92600	Fuera de reservas
	Conopsis megalodon	1		1	Guelatao de Juárez	Guelatao de Juárez	Oaxaca	17.31807	96.50313	Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán
	Enulius oligostrichus	1	Pr	1	Chacalilla	San Blas	Nayarit	21.61984	105.21963	Fuera de reservas
	Ficimia hardyi	1		1	El Banco	San Agustín Mezquititlán	Hidalgo	20.56965	98.61870	Fuera de reservas
	Ficimia ramirezi	1	Pr	1	Río Grande	San Miguel Chimalapa	Oaxaca	16.72718	94.62835	Fuera de reservas
	Ficimia ruspator	1	Pr	1	Colonia Aguiyuco	Chilpancingo de los Bravo	Guerrero	17.56871	99.47662	Fuera de reservas
	Gehyra mutilata	1	Pr	1	Tierra Colorada, Tuxtla Gutiérrez	Tuxtla Gutiérrez	Chiapas	16.80270	93.13686	Parque Nacional Cañón del Sumidero
	Geophis blanchardi	1	Pr	1	Acultzingo	Acultzingo	Veracruz	18.72438	97.29470	Parque Nacional Cañón del Río Blanco
	Geophis duellmani	1	Pr	1	San Cristóbal La Vega-Montebello	San Juan Bautista Valle Nacional	Oaxaca	17.74872	96.22786	Fuera de reservas
	Geophis isthmicus	1	Pr	1	El Arenal	San Miguel Tenango	Oaxaca	16.22214	95.61582	Fuera de reservas
	Geophis juliai	1		1	Caleria Alta-Avescoma	San Andres Tuxtla	Veracruz	18.47288	95.17971	Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas
	Geophis laticollaris	1		1	Constancia del Rosario	Constancia del Rosario	Oaxaca	17.03648	97.93731	Reserva de la Biosfera Sierra Gorda
	Geophis latifrontalis	1	Pr	1	Las Playas	Lagos de Moreno	Jalisco	21.58961	101.91602	Fuera de reservas
	Geophis maculiferus	1	Pr	1	La Chatancicua	Tzitzio	Michoacán	19.30752	100.91447	Fuera de reservas
	Geophis nigrocinctus	1	Pr	1	Palo Malo-Puentecillas	Coalcoman	Michoacán	18.79226	102.94935	Fuera de reservas
	Geophis omiltemanus	1	Pr	1	La Piñuela-Chipilar	Chilpancingo de los Bravos	Guerrero	17.43000	99.77210	Parque Ecologico Estatal Omiltemi
	Geophis pyburni	1	Pr	1	Las Ánimas	Aguililla	Michoacán	18.97405	102.67850	Fuera de reservas
	Geophis rostralis	1		1	El Pedimento	Santa Catarina Juquila	Oaxaca	16.24574	97.23103	Fuera de reservas
	Geophis russatus	1	Pr	1	Santiago Amate Colorado-Hidalgo	Putla Villa de Guerrero	Oaxaca	16.97528	97.85072	Fuera de reservas

Familia	Especie	Endémica	En riesgo[1]	Restringida	Localidad	Municipio	Estado	Coordenadas		Área protegida
								Latitud N	Longitud W	
Colubridae (cont.)	*Geophis sallaei*	1	Pr	1	Santa Catarina Xanaguia	San Juan Ozolotepec	Oaxaca	16.09022	96.24524	Fuera de reservas
	Geophis tarascae	1	Pr	1	Uruapan	Uruapan	Michoacán	19.42936	102.06013	Fuera de reservas
	Hypsiglena gularis	1		1	Isla Rasa	Ensenada	Baja California Norte	28.88545	113.04283	Fuera de reservas
	Lampropeltis catalinensis	1		1	Isla Santa Catalina	Loreto	Baja California Sur	25.63970	110.77918	Parque Nacional Bahía de Loreto
	Lampropeltis herrerae	1		1	Isla Todos Los Santos	Ensenada	Baja California Norte	31.81365	116.80902	Fuera de reservas
	Lampropeltis ruthveni	1	A	1	El Durazno-Las Trojes	Pátzcuaro	Michoacán	19.53990	101.55747	Fuera de reservas
	Masticophis anthonyi	1	A	1	Isla Clarión	Manzanillo	Colima	19.07598	111.77236	Reserva de la Biosfera Archipiélago de Revillagigedo
	Masticophis barbouri	1	A	1	Isla Partida	La Paz	Baja California Sur	24.48980	110.34129	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California
	Masticophis slevini	1		1	Isla San Esteban	Hermosillo	Sonora	28.69709	112.58052	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California
	Pituophis insularis	1		1	Isla Cedros	Ensenada	Baja California Norte	28.18008	115.21791	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California
	Pliocercus wilmarai	1		1	La Mina (Guillermo Castro Cervantes)	Mecayapan	Veracruz	18.50613	94.85072	Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas
	Rhadinaea bogertorum	1	Pr	1	Guelatao de Juárez	Guelatao de Juárez	Oaxaca	17.31807	96.50313	Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán
	Rhadinaea macdougalli	1	Pr	1	El Palmar	San Miguel Chimalapa	Oaxaca	16.77994	94.45498	Fuera de reservas
	Rhadinaea marcellae	1	Pr	1	Las Vallas-El Carnicero	Landa de Matamoros	Querétaro	21.22001	99.23804	Reserva de la Biosfera Sierra Gorda
	Rhinocheilus etheridgei	1		1	Isla Cerralvo	La Paz	Baja California Sur	24.22696	109.87681	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California
	Sibon linearis	1		1	Lázaro Cárdenas	San Andres Tuxtla	Veracruz	18.59658	95.09571	Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas
	Sonora aemula	1	Pr	1	El Brasilar-La Ciénega	Concordia	Sinaloa	23.52741	105.77229	Fuera de reservas
	Tantilla cascadae	1	A	1	San Gabriel	Ajuchitlán del Progreso	Guerrero	18.17932	100.46973	Fuera de reservas
	Tantilla coronadoi	1	Pr	1	Colonia Aguiyuco	Chilpancingo de los Bravo	Guerrero	17.56871	99.47662	Fuera de reservas
	Tantilla johnsoni	1		1	Los Aguacates	Bejucal de Ocampo	Chiapas	15.49850	92.19737	Fuera de reservas
	Tantilla robusta	1		1	San Rafael AxoloRla-Zoatecpan	Nauzontla y Xochitlán de Vicente Suárez	Puebla	19.94080	97.61488	Fuera de reservas
	Tantilla sertula	1		1	Parota Quemada	Jose Azueta	Guerrero	17.81777	101.60058	Fuera de reservas
	Tantilla slavensi	1	Pr	1	Caleria Alta-Avescoma	San Andres Tuxtla	Veracruz	18.47288	95.17971	Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas
	Tantilla tayrae	1	Pr	1	Salanueva	Motozintla	Chiapas	15.31382	92.34059	Fuera de reservas
	Thamnophis rossmani	1		1	San Andrés	Tepic	Nayarit	21.60136	104.91114	Fuera de reservas
	Thamnophis validus	1		1	La Fortuna-El Refugito	Los Cabos	Baja California Sur	23.40966	109.62560	Fuera de reservas

Familia	Especie	Endémica	En riesgo[1]	Restringida	Localidad	Municipio	Estado	Coordenadas		Área protegida
								Latitud N	Longitud W	
Elapidae	*Micrurus nebularis*	1	Pr	1	Guelatao de Juárez	Guelatao de Juárez	Oaxaca	17.31807	96.50313	Fuera de reservas
	Micrurus pachecogili	1		1	San Mateo Tlalcoxcalco	San José Miahuatlán	Puebla	18.27229	97.34729	Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán
Leptotyphlopidae	*Leptotyphlops bressoni*	1	Pr	1	El Durazno-Las Trojes	Pátzcuaro	Michoacán	19.53990	101.55747	Fuera de reservas
Viperidae	*Cerrophidion petlalcalensis*	1		1	Tlilcalco-Tepeyolulco	Xoxocotla	Veracruz	18.63726	97.14375	Fuera de reservas
	Crotalus angelensis	1		1	Isla Ángel de la Guardia	Ensenada	Baja California Norte	29.19612	113.28929	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California
	Crotalus catalinensis	1	A	1	Isla Santa Catalina	Loreto	Baja California Sur	25.63970	110.77918	Parque Nacional Bahía de Loreto
	Crotalus estebanensis	1		1	Isla San Esteban	Hermosillo	Sonora	28.69709	112.58052	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California
	Crotalus exsul	1	A	1	Isla Cedros	Ensenada	Baja California Norte	28.18008	115.21791	Reserva de la Biosfera El Vizcaíno
	Crotalus lannomi	1	A	1	Puerto Los Mazos	Casimiro Castillo	Jalisco	19.58701	104.46778	Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán
	Crotalus muertensis	1		1	Isla El Muerto	Ensenada	Baja California Norte	30.13035	114.62604	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California
	Crotalus tortugensis	1	Pr	1	Isla Tortuga	Mulegé	Baja California Sur	27.44274	111.88375	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California
	Porthidium hespere	1	Pr	1	Cofradía de Hidalgo	Tecomán	Colima	18.89700	103.77537	Fuera de reservas
Orden Amphisbenia										
Bipedidae	*Bipes tridactylus*	1	Pr	1	Huertas La Ciénega-Pie del Barandillo	Atoyac de Álvarez y Tlalchapa	Guerrero	17.41361	100.47943	Fuera de reservas
Orden Sauria										
Anguidae	*Abronia bogerti*	1	Pr	1	El Palmar	San Miguel Chimalapa	Oaxaca	16.77994	94.45498	Fuera de reservas
	Abronia fuscolabialis	1	Pr	1	Santa María Tiltepec-El Vergel	Totontepec Villa de Morelos y Mixtlán de la Reforma	Oaxaca	17.20230	96.09390	Fuera de reservas
	Abronia leurolepis	1		1	El Carmen Yalchez	Comitán de Domínguez	Chiapas	16.43320	92.15591	Fuera de reservas
	Abronia mitchelli	1	Pr	1	Santiago Comaltepec-Nopalera del Rosario	Santiago Comaltepec - San Juan Bautista Valle Nacional	Oaxaca	17.58329	96.51179	Fuera de reservas
	Abronia ochoterenai	1	Pr	1	El Carmen Yalchez	Comitán de Domínguez	Chiapas	16.43320	92.15591	Fuera de reservas
	Abronia ornelasi	1	Pr	1	Gustavo Díaz Ordaz	Cintalapa	Chiapas	16.68138	94.14009	Fuera de reservas
	Anguis incomptus	1	Pr	1	La Jarrilla	Tamuín	San Luis Potosí	22.02895	98.80427	Fuera de reservas
	Barisia rudicollis	1	Pr	1	Pueblo Nuevo	Amanalco	Estado de México	19.28193	100.02970	Parque Nacional Bosencheve
	Celestus legnotus	1		1	Xochitlaxco	Tepetzintla	Puebla	19.94653	97.86970	Fuera de reservas

Familia	Especie	Endémica	En riesgo[1]	Restringida	Localidad	Municipio	Estado	Coordenadas		Área protegida
								Latitud N	Longitud W	
Anguidae (cont.)	*Elgaria nana*	1		1	Islas Coronado	Loreto	Baja California Sur	26.12105	111.27056	Parque Nacional Bahía de Loreto
	Elgaria parva	1	Pr	1	Los Sabinos	Montemorelos	Nuevo León	24.96311	99.90439	Fuera de reservas
	Elgaria usafa	1		1	San José-Orisivo	Maguarichi	Chihuahua	27.79814	108.05874	Fuera de reservas
	Mesaspis antauges	1	Pr	1	Macuilacatl Grande-Rincón Grande	Atzacan	Veracruz	18.94958	97.11112	Parque Nacional Cañón del Río Blanco
	Mesaspis juarezi	1	Pr	1	Santiago Comaltepec-Nopalera del Rosario	Santiago Comaltepec-San Juan Bautista Valle Nacional	Oaxaca	17.58329	96.51179	Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán
	Mesaspis viridiflava	1	Pr	1	Guelatao de Juárez	Guelatao de Juárez	Oaxaca	17.31807	96.50313	Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán
Anniellidae	*Anniella geronimensis*	1	Pr	1	Lomas del Valle	Ensenada	Baja California Norte	30.27374	115.74829	Fuera de reservas
Crotaphytidae	*Crotaphytus antiquus*	1		1	San Juan de Villanueva	Viesca	Coahuila	25.54754	103.08649	Fuera de reservas
	Crotaphytus grismeri	1		1	Campo Sonora	Mexicali	Baja California Norte	32.09495	115.37111	Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California
	Crotaphytus insularis	1		1	Isla Ángel de la Guardia	Ensenada	Baja California Norte	29.19612	113.28929	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California
	Ctenosaura alfredschmidti	1		1	Concepción	Champotón	Campeche	18.57340	90.10356	Fuera de reservas
Eublepharidae	*Coleonyx gypsicolus*	1		1	Isla San Marcos	Mulegé	Baja California Sur	27.22321	112.07366	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California
Gekkonidae	*Phyllodactylus angelensis*	1	Pr	1	Isla Ángel de la Guardia	Ensenada	Baja California Norte	29.19612	113.28929	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California
	Phyllodactylus apricus	1	Pr	1	Isla Las Ánimas	Ensenada	Baja California Norte	28.69435	112.91521	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California
	Phyllodactylus bugastrolepis	1	Pr	1	Isla Santa Catalina	Loreto	Baja California Sur	25.63970	110.77918	Parque Nacional Bahía de Loreto
	Phyllodactylus duellmani	1	Pr	1	Los Pozos	Arteaga	Michoacán	18.43403	102.22319	Fuera de reservas
	Phyllodactylus homolepidurus	1	Pr	1	Isla San Pedro Nolasco	Guaymas	Sonora	27.96962	111.37986	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California
	Phyllodactylus partidus	1	Pr	1	Isla Rasa	Ensenada	Baja California Norte	28.88545	113.04283	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California
	Phyllodactylus paucituberculatus	1	Pr	1	Palito Verde	Gabriel Zamora	Michoacán	19.19641	102.07495	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California
	Phyllodactylus santacruzensis	1	Pr	1	Isla Santa Cruz	La Paz	Baja California Sur	25.28203	110.71901	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California
	Phyllodactylus tinklei	1	Pr	1	Isla Salsipuedes	Ensenada	Baja California Norte	28.82270	112.97933	Fuera de reservas

Familia	Especie	Endémica	En riesgo[1]	Restringida	Localidad	Municipio	Estado	Coordenadas		Área protegida
								Latitud N	Longitud W	
Iguanidae	*Ctenosaura clarki*	1	A	1	La Ordeñita	Tepalcatepec	Michoacán	19.16041	102.77380	Fuera de reservas
	Ctenosaura conspicuosa	1		1	Isla San Esteban	Hermosillo	Sonora	28.69709	112.58052	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California
	Ctenosaura macrolopha	1		1	Isla Cerralvo	La Paz	Baja California Sur	24.22696	109.87681	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California
	Ctenosaura nolascencis	1		1	Isla San Pedro Nolasco	Guaymas	Sonora	27.96962	111.37986	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California
	Ctenosaura oaxacana	1	A	1	Río Ostuta	Santo Domingo Zanatepec	Oaxaca	16.51612	94.43991	Fuera de reservas
Phrynosomatidae	*Petrosaurus slevini*	1		1	Isla Ángel de la Guardia	Ensenada	Baja California Norte	29.19612	113.28929	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California
	Phrynosoma cerroense	1	A	1	Isla Cedros	Ensenada	Baja California Norte	28.18008	115.21791	Fuera de reservas
	Sceloporus angustus	1	Pr	1	Isla San Francisco	La Paz	Baja California Sur	24.83064	110.57599	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California
	Sceloporus cryptus	1	Pr	1	Guelatao de Juárez	Guelatao de Juárez	Oaxaca	17.31807	96.50313	Fuera de reservas
	Sceloporus cyanostictus	1		1	San Juan de Villanueva	Viesca	Coahuila	25.54754	103.08649	Fuera de reservas
	Sceloporus exul	1	Pr	1	Puerto Hondo	Pinal de Amoles	Queretaro	21.07555	99.58440	Reserva de la Biosfera Sierra Gorda
	Sceloporus goldmani	1		1	San Jerónimo	Parras	Coahuila	25.02007	101.49855	Fuera de reservas
	Sceloporus grandaevus	1	Pr	1	Isla Cerralvo	La Paz	Baja California Sur	24.22696	109.87681	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California
	Sceloporus halli	1		1	Dviongo	San Luis Amatlán	Oaxaca	16.47089	96.53922	Fuera de reservas
	Sceloporus lineatulus	1	Pr	1	Isla Santa Catalina	Loreto	Baja California Sur	25.63970	110.77918	Parque Nacional Bahía de Loreto
	Sceloporus oberon	1		1	Las Cuevas	Arteaga	Coahuila	25.24285	100.25235	Fuera de reservas
	Sceloporus salvini	1	Pr	1	San Juan Yalahui	San Idelfonso Villa Alta	Oaxaca	17.43574	96.11710	Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas
	Sceloporus subpictus	1	Pr	1	La Providencia	Santiago Tilantongo	Oaxaca	17.29763	97.32166	Fuera de reservas
	Sceloporus sugillatus	1		1	Atlixtac-Tetecuintla	Huitzilac	Morelos	19.02364	99.24096	Corredor Biológico Ajusco-Chichinautzin
	Sceloporus tanneri	1	Pr	1	La Ciénega	Santa Cruz Zenzontepec	Oaxaca	16.43697	97.44754	Fuera de reservas
	Sceloporus vanderburgianus	1		1	Observatorio San Pedro Mártir	Ensenada	Baja California Norte	30.87403	115.38668	Parque Nacional Sierra de San Pedro Mártir
	Uma paraphygas	1	P	1	Niños Héroes de México	Nazas	Durango	25.31201	104.12019	Reserva de la Biosfera Mapimí
	Urosaurus auriculatus	1		1	Isla Socorro	Manzanillo	Colima	18.79259	110.97716	Fuera de reservas
	Urosaurus clarionensis	1		1	Isla Socorro	Manzanillo	Colima	18.79259	110.97716	Reserva de la Biosfera Archipiélago de Revillagigedo

Familia	Especie	Endémica	En riesgo[1]	Restringida	Localidad	Municipio	Estado	Coordenadas		Área protegida
								Latitud N	Longitud W	
Phrynosomatidae (cont.)	*Urosaurus lahtelai*	1	A	1	Rancho Chapala	Ensenada	Baja California Norte	29.30461	114.35968	Reserva de la Biosfera Archipiélago de Revillagigedo
	Uta concinna	1	A	1	Isla Cedros	Ensenada	Baja California Norte	28.18008	115.21791	Fuera de reservas
	Uta encantadae	1		1	Isla Encantada	Ensenada	Baja California Norte	30.01842	114.47502	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California
	Uta lowei	1		1	Isla El Muerto	Ensenada	Baja California Norte	30.05100	114.48837	Fuera de reservas
	Uta nolascensis	1	A	1	Isla San Pedro Nolasco	Guaymas	Sonora	27.96962	111.37986	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California
	Uta palmeri	1	A	1	Isla San Pedro Mártir	Ensenada	Baja California Norte	28.38161	112.30647	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California
	Uta squamata	1	Pr	1	Isla Santa Catalina	Loreto	Baja California Sur	25.63970	110.77918	Parque Nacional Bahía de Loreto
	Uta tumidarostra	1		1	Isla El Muerto	Ensenada	Baja California Norte	30.13035	114.62604	Fuera de reservas
Polychrotidae	*Anolis alvarezdeltoroi*	1		1	San Fernando-Mauricio Martinez	San Fernando	Chiapas	16.87100	93.20516	Reserva de la Biosfera El Ocote
	Anolis breedlovei	1		1	Gustavo Díaz Ordaz	Cintalapa	Chiapas	16.68138	94.14009	Fuera de reservas
	Anolis forbesi	1	Pr	1	Rancho Los Martínez	Tehuitzingo	Puebla	18.39188	98.24735	Fuera de reservas
	Anolis gadovi	1	Pr	1	Dos Arroyos	Acapulco de Juárez	Guerrero	17.02262	99.66096	Fuera de reservas
	Anolis macrinii	1	Pr	1	San Pedro Cafetitlán-Los Silva	San Mateo Piñas	Oaxaca	15.93905	96.37353	Fuera de reservas
	Anolis taylori	1	Pr	1	El Carabalí	Acapulco de Juárez	Guerrero	16.89128	99.87755	Parque Nacional El Veladero
	Anolis utowanae	1	Pr	1	El Vainillo	Mazatlán	Sinaloa	23.21843	106.26611	Fuera de reservas
Scincidae	*Mesoscincus altamirani*	1	Pr	1	El Columpio	Múgica	Michoacán	19.00370	102.16813	Fuera de reservas
	Plestiodon colimensis	1	Pr	1	Buena Vista	Cuauhtémoc	Colima	19.22314	103.61834	Parque Nacional Nevado de Colima
Teiidae	*Aspidocelis alpinus*	1		1	Soto (Tepeyahualco)-San Vicente Jalapasquillo	Tepeyahualco	Puebla	19.38908	97.50801	Fuera de reservas
	Aspidocelis bacatus	1	Pr	1	Isla San Pedro Nolasco	Guaymas	Sonora	27.96962	111.37986	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California
	Aspidocelis carmensis	1		1	Isla El Carmen	Loreto	Baja California Sur	26.01743	111.13351	Parque Nacional Bahía de Loreto
	Aspidocelis catalinensis	1	Pr	1	Isla Santa Catalina	Loreto	Baja California Sur	25.63970	110.77918	Parque Nacional Bahía de Loreto
	Aspidocelis celeripes	1	Pr	1	Isla San José	La Paz	Baja California Sur	24.98787	110.62207	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California
	Aspidocelis ceralbensis	1	Pr	1	Isla Cerralvo	La Paz	Baja California Sur	24.22696	109.87681	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California
	Aspidocelis cozumela	1		1	Cozumel	Cozumel	Quintana Roo	20.44940	86.90892	Reserva de la Biósfera de Sian Ka'an
	Aspidocelis danheimae	1		1	Isla San José	La Paz	Baja California Sur	24.98787	110.62207	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California

Familia	Especie	Endémica	En riesgo[1]	Restringida	Localidad	Municipio	Estado	Coordenadas		Área protegida
								Latitud N	Longitud W	
Teiidae (cont.)	*Aspidocelis espiritensis*	1		1	Isla Cerralvo	La Paz	Baja California Sur	24.22696	109.87681	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California
	Aspidocelis franciscensis	1		1	Isla Partida	La Paz	Baja California Sur	24.48980	110.34129	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California
	Aspidocelis martyris	1	Pr	1	Isla San Pedro Mártir	Ensenada	Baja California Norte	28.38161	112.30647	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California
	Aspidocelis opatae	1		1	San Pedro de la Cueva	San Pedro de la Cueva	Sonora	29.28981	109.68127	Fuera de reservas
	Aspidocelis parvisocius	1	Pr	1	San Mateo Tlalcoxcalco	San José Miahuatlán	Puebla	18.27229	97.34729	Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán
	Aspidocelis pictus	1		1	Isla Montserrat	Loreto	Baja California Sur	25.67647	111.03657	Parque Nacional Bahía de Loreto
	Aspidocelis rodecki	1	Pr	1	Isla Mujeres	Isla Mujeres	Quintana Roo	21.31943	86.88173	Fuera de reservas
Xantusiidae	*Lepidophyma chicoasensis*	1	Pr	1	La Represa	Chicoasén	Chiapas	17.01362	93.16600	Fuera de reservas
	Lepidophyma dontomasi	1	Pr	1	Soledad Agua Blanca	Nejapa de Madero	Oaxaca	16.65934	95.75904	Fuera de reservas
	Lepidophyma lipetzi	1	Pr	1	San Jorge	Ocozocoautla de Espinosa	Chiapas	17.05885	93.73134	Fuera de reservas
	Lepidophyma lowei	1		1	Arroyo Camarón-San Francisco La Cascada	Santiago Choapam y San Juan Comaltepec	Oaxaca	17.35591	95.93842	Fuera de reservas
	Lepidophyma radula	1	Pr	1	La Chepin	San Carlos Yautepec	Oaxaca	16.53496	96.17363	Fuera de reservas
	Xantusia newmanorum	1	Pr	1	La Brecha	Aquismón	San Luis Potosi	21.64350	99.08347	Reserva de la Biosfera El Cielo
	Xantusia sanchezi	1		1	San Francisco Tesistán-La Huizachera	Zapopan	Jalisco	20.80830	103.47430	Zona de Protección Forestal y Refugio de la Fauna Silvestre La Primavera
Xenosauridae	*Xenosaurus penai*	1		1	Poza Verde-Terreno Venado	Tlacoachistlahuaca	Guerrero	16.96247	98.31826	Fuera de reservas
	Xenosaurus phalaroanthereon	1		1	Buenos Aires	Santo Domingo Tehuantepec	Oaxaca	16.37666	95.52537	Fuera de reservas
	Xenosaurus rectocollaris	1		1	Llano Grande Ixtapa	Cañada Morelos	Puebla	18.66667	97.41203	Parque Nacional Cañón del Río Blanco
Orden Testudines										
Emydidae	*Terrapene coahuila*	1		1	Tirol Espuma	Cuatrociénegas	Coahuila	26.97379	102.07895	Área de Protección de Flora y Fauna Cuatrociénegas
Kinosternidae	*Kinosternon oaxacae*	1	Pr	1	Piedra Ancha	San Pedro Pochutla	Oaxaca	15.87824	96.47727	Fuera de reservas
	Apalone ater	1	Pr	1	Tirol Espuma	Cuatrociénegas	Coahuila	26.97379	102.07895	Área de Protección de Flora y Fauna Cuatrociénegas

[1] NOM-059-SEMARNAT-2001 (Semarnat 2002).

Apéndice 14.5
Sitios cero extinciones de anfibios

Familia	Especie	Endémica	En riesgo	Restringida	Localidad	Municipio	Estado	Coordenadas		Área protegida
								Latitud N	Longitud W	
Orden Anura										
Bufonidae	*Ollotis cavifrons*	1	Pr	1	Remolino de Paván-San Basilio	Tlacotalpan y Amatitlán	Veracruz	18.45547	95.66025	Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas
	Ollotis gemmifer	1	Pr	1	La Hinojosa-Las Minas	Coyuca de Benítez	Guerrero	17.03125	100.08119	Parque Nacional El Veladero
	Ollotis perplexus	1		1	Tlanipatla-San Miguel Tecuixapan	Chilpancingo de los Bravo	Guerrero	17.88275	99.43068	Fuera de reserva
	Ollotis pisinnus	1		1	San Martín-El Crucero	Apatzingán	Michoacán	19.08266	102.29037	Fuera de reserva
Hylidae	*Duellmanohyla chamulae*	1	Pr	1	El Chorro-Dolores	Tapilula y Rayón	Chiapas	17.23659	93.01309	Fuera de reserva
	Ecnomiohyla echinata	1	Pr	1	San Miguel Tiltepec-Trucha	Ixtlán de Juárez y Santiago Comaltepec	Oaxaca	17.54488	96.32707	Fuera de reserva
	Exerodonta abdivita	1		1	Lomas del Naranjo-Piedra Ancha	San Felipe Jalapa de Díaz y San Pedro Teutila	Oaxaca	18.04950	96.59803	Fuera de reserva
	Exerodonta chimalapa	1		1	Monte Sinaí II-Las Nuevas Maravillas	Cintalapa	Chiapas	16.69341	94.04305	Fuera de reserva
	Exerodonta pinorum	1	Pr	1	San Francisco del Tibor-Arroyo Grande	Atoyac de Álvarez	Guerrero	17.25176	100.24713	Fuera de reserva
	Hyla arborea	1		1	La Carricera-Amatitlán	Eduardo Neri	Guerrero	17.83058	99.79160	Parque Ecológico Estatal Omiltemi
	Megastomatohyla nubicola	1	Pr	1	Colonia Francisco I Madero-Tenejapa	Huatusco	Veracruz	19.12338	96.99392	Parque Nacional Cañón del Río Blanco
	Plectrohyla ameibothalame	1		1	Yucudahuico-Yusatoto	Santo Domingo Yanhuitlán y Santa María Chachoapam	Oaxaca	17.54343	97.30997	Fuera de reserva
	Plectrohyla calthula	1		1	San Juan Metaltepec-Los Palmares	San Juan Metaltepec y Santiago Zacatepec	Oaxaca	17.17210	95.92600	Fuera de reserva
	Plectrohyla calvicollina	1		1	Santiago Comaltepec-Nopalera del Rosario	Santiago Comaltepec-San Juan Bautista Valle Nacional	Oaxaca	17.58329	96.51179	Fuera de reserva
	Plectrohyla chryses	1	Pr	1	La Carricera-Amatitlán	Eduardo Neri	Guerrero	17.83058	99.79160	Parque Ecológico Estatal Omiltemi
	Plectrohyla cyanomma	1	A	1	La 1000-San Juan Tepanzacoalco	San Juan Atepec y San Juan Tepanzacoalco	Oaxaca	17.41720	96.44457	Fuera de reserva
	Plectrohyla ephemera	1		1	Lachidola-Chayotepec	Santiago Lachiguiri y Santa María Guinagati	Oaxaca	16.75587	95.48160	Fuera de reserva
	Plectrohyla labedactyla	1		1	El Cerezal-Río Blanco	Zimatlán de Álvarez	Oaxaca	16.78016	96.94372	Fuera de reserva
	Plectrohyla pachyderma	1	Pr	1	San Felipe-Cuauhtémoc	Altonga y Atzalán	Veracruz	19.77265	97.20701	Fuera de reserva

Familia	Especie	Endémica	En riesgo	Restringida	Localidad	Municipio	Estado	Coordenadas		Área protegida
								Latitud N	Longitud W	
Hylidae (cont.)	*Plectrohyla psarosema*	1		1	Santa María Tiltepec-El Vergel	Totontepec Villa de Morelos y Mixtlán de la Reforma	Oaxaca	17.20230	96.09390	Fuera de reserva
	Plectrohyla pycnochila	1	A	1	Tzajal-Chen	Jilotol	Chiapas	17.03383	92.73075	Fuera de reserva
	Plectrohyla sabrina	1	A	1	San Miguel Tiltepec-Trucha	Ixtlán de Juárez y Santiago Comaltepec	Oaxaca	17.54488	96.32707	Fuera de reserva
	Plectrohyla siopela	1		1	Cuartelillo-Las Carabinas	Xico	Veracruz	19.50362	97.10313	Parque Nacional Cofre de Perote
	Plectrohyla thorectes	1	Pr	1	El Pedimento-El Pedimento	Santa Catarina Juquila	Oaxaca	16.24574	97.23103	Fuera de reserva
	Smilisca dentata	1	A	1	Las Cardonas-San Nicolás	Lagos de Moreno	Jalisco	21.47468	101.66193	Fuera de reserva
Leptodactylidae	*Craugastor glaucus*	1	Pr	1	Dos Lagunas-Agua Escondida	San Cristóbal de las Casas y Teopisca	Chiapas	16.64787	92.52665	Fuera de reserva
	Craugastor guerreroensis	1	Pr	1	Agua de Obispo	Chilpancingo de los Bravo	Guerrero	17.31778	99.46778	Fuera de reserva
	Craugastor megalotympanum	1	Pr	1	Sierra de Los Tuxtlas	San Andrés Tuxtla	Veracruz	18.47288	95.17971	Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas
	Craugastor omiltemanus	1	Pr	1	La Carricera-Amatitlán	Eduardo Neri	Guerrero	17.83058	99.79160	Parque Ecológico Estatal Omiltemi
	Craugastor pozo	1		1	Cintalapa-Berriozábal	Cintalapa-Berriozábal	Chiapas	16.73336	93.52404	Reserva Especial de la Biosfera El Ocote
	Craugastor sartori	1	Pr	1	Magnolia-Rosarito	Acacoyagua y Escuintla	Chiapas	15.39559	92.62228	Reserva de la Biosfera El Triunfo
	Craugastor silvicola	1	Pr	1	Paso Otate	Santo Domingo Zanatepec	Oaxaca	16.67519	94.37092	Fuera de reserva
	Craugastor taylori	1	Pr	1	Arroyo Seco-Blanca Rosa	Tapalapa	Chiapas	17.23659	93.12490	Fuera de reserva
	Eleutherodactylus batrachylus	1	Pr	1	Villa de Bustamante-Felipe Ángeles	Bustamante	Tamaulipas	23.41881	99.73711	Reserva de la Biosfera Sierra Gorda
	Eleutherodactylus dennisi	1	Pr	1	Colina Verde-El Cerrito	Nuevo Morelos y Antiguo Morelos	Tamaulipas	22.55114	99.16796	Fuera de reserva
	Eleutherodactylus dilatus	1		1	La Carricera-Amatitlán	Eduardo Neri	Guerrero	17.83058	99.79160	Parque Ecológico Estatal Omiltemi
	Eleutherodactylus dixoni	1	Pr	1	El Pazclar-Iyotla	Leonardo Bravo	Guerrero	17.60933	99.78811	Fuera de reserva
	Eleutherodactylus grandis	1	Pr	1	Camino Real del Ajusco-Xicalco	Tlalpan	Distrito Federal	19.23921	99.16137	Fuera de reserva
	Eleutherodactylus nivicolimae	1	Pr	1	Volcán de Colima	Tonilá	Jalisco	19.50954	103.60983	Parque Nacional Nevado de Colima
	Eleutherodactylus pallidus	1	Pr	1	Tepetilte-La Libertad	Tepic	Nayarit	21.50665	105.02986	Fuera de reserva
	Eleutherodactylus rufescens	1	Pr	1	Palo Malo-Puentecillas	Coalcomán	Michoacán	18.79226	102.94935	Fuera de reserva
	Eleutherodactylus saxaltilis	1		1	El Brasilar-La Ciénega	Concordia	Sinaloa	23.52741	105.77229	Fuera de reserva
	Eleutherodactylus syristes	1	Pr	1	San Pedro Cafetitlán-Los Silva	San Mateo Piñas	Oaxaca	15.93905	96.37353	Fuera de reserva
	Eleutherodactylus teretistes	1		1	La Ladrillera-El Higueral	Concordia	Sinaloa	23.45112	106.11017	Fuera de reserva

Familia	Especie	Endémica	En riesgo	Restringida	Localidad	Municipio	Estado	Coordenadas		Área protegida
								Latitud N	Longitud W	
Ranidae	*Rana chichicuahutla*	1		1	San Isidro Labrador-Xaltepec	Perote	Veracruz	19.38109	97.34552	Fuera de reserva
	Rana johni	1	Pr	1	Olotla-Apantlazol	Tlalchinol	Hidalgo	20.97201	98.57175	Fuera de reserva
	Rana lemosespinali	1		1	Raborachi-Guague	Urique y Guachochi	Chihuahua	27.43592	107.67273	Fuera de reserva
	Rana omiltemana	1	P	1	La Piñuela-Chipilar	Chilpancingo de los Bravo	Guerrero	17.43000	99.77210	Parque Ecológico Estatal Omiltemi
	Rana pueblae	1	P	1	Litkotna-La Cruz	Camocuautla	Puebla	20.06033	97.74507	Fuera de reserva
Orden Caudata										
Ambystomatidae	*Ambystoma amblycephalum*	1	Pr	1	Capula-Tacícuaro	Morelia	Michoacán	19.66382	101.37515	Fuera de reserva
	Ambystoma andersoni	1	Pr	1	Laguna Zacapu	Zacapu	Michoacán	19.82432	101.78763	Fuera de reserva
	Ambystoma bombypellum	1	Pr	1	San Martín	Villa del Carbón	Estado de México	19.70389	99.43333	Fuera de reserva
	Ambystoma dumerili	1	Pr	1	Lago de Pátzcuaro	Pátzcuaro	Michoacán	19.58296	101.64756	Fuera de reserva
	Ambystoma flavipiperantum	1	Pr	1	Santa Cruz	Sayula	Jalisco	19.91806	106.60917	Fuera de reserva
	Ambystoma granulosum	1	Pr	1	Ciénegas del Lerma	Lerma	Estado de México	19.10806	99.51472	Fuera de reserva
	Ambystoma leorae	1	A	1	Río Frío	Ixtapaluca	Estado de México	19.35250	98.66972	Parque Nacional Iztaccíhuatl Popocatépetl
	Ambystoma lermaense	1	Pr	1	Laguna del Lerma	Almoloya del Río	Estado de México	19.24217	99.50748	Fuera de reserva
	Ambystoma mexicanum	1	Pr	1	Xochimilco	Xochimilco	Distrito Federal	19.27500	99.13889	Fuera de reserva
	Ambystoma ordinarium	1	Pr	1	Puerto El Palmar-El Huarache	Hidalgo	Michoacán	19.43003	100.74373	Fuera de reserva
	Ambystoma rivulare	1	A	1	Taxco-Tepitac	Taxco	Guerrero	18.59861	99.61083	Fuera de reserva
	Ambystoma silvensis	1		1	Llano Grande- El Alamito	Durango	Durango	23.84349	105.20553	Fuera de reserva
	Ambystoma taylori	1	Pr	1	Laguna de Alchichica	Tepeyahualco	Puebla	19.40750	97.39472	Fuera de reserva
Plethodontidae	*Bolitoglossa hermosa*	1	Pr	1	Puerto de Gallo	General Heliodoro Castillo	Guerrero	17.47556	100.17694	Fuera de reserva
	Bolitoglossa oaxacensis	1		1	Sola de Vega	Villa Sola de Vega	Oaxaca	16.47420	97.03074	Fuera de reserva
	Bolitoglossa zapoteca	1		1	Santa María Ecatepec	Santa María Ecatepec	Oaxaca	16.45500	95.88833	Fuera de reserva
	Chiropterotriton arboreus	1	Pr	1	Tianguistengo	Tianguistengo	Hidalgo	19.93156	99.33177	Fuera de reserva
	Chiropterotriton chiropterus	1	Pr	1	Huatusco	Huatusco	Veracruz	19.21709	96.97168	Fuera de reserva
	Chiropterotriton cracens	1		1	Reserva de la Biosfera El Cielo	Gómez Farías	Tamaulipas	23.11021	97.29673	Reserva la Biosfera El Cielo
	Chiropterotriton dimidiatus	1	Pr	1	Parque Nacional El Chico, Hidalgo	Mineral del Chico	Hidalgo	20.21296	98.76664	Parque Nacional El Chico, Hidalgo
	Chiropterotriton lavae	1	Pr	1	La Joya	Las Vigas de Ramírez	Veracruz	19.62680	97.05725	Fuera de reserva

Familia	Especie	Endémica	En riesgo	Restringida	Localidad	Municipio	Estado	Coordenadas		Área protegida
								Latitud N	Longitud W	
Plethodontidae (cont.)	*Chiropterotriton magnipes*	1		1	Ahuacatlán	Xilitla	San Luis Potosí	21.32056	99.05028	Reserva de la Biosfera Sierra Gorda
	Chiropterotriton mosaueri	1	Pr	1	Ciudad Durango	Zimapán	Hidalgo	20.89472	99.23250	Fuera de reserva
	Chiropterotriton priscus	1	Pr	1	Cerro Potosí-Galeana	Galeana	Nuevo León	24.82129	100.06323	Fuera de reserva
	Chiropterotriton terrestris	1		1	Santa Mónica-Coatitlamixtla	Tianguistengo y Xochicoatlán	Hidalgo	20.73138	98.66712	Fuera de reserva
	Dendrotriton megarhinus	1	Pr	1	Monte Sinaí II-Las Nuevas Maravillas	Cintalapa	Chiapas	16.69341	94.04305	Reserva de la Biosfera La Sepultura
	Dendrotriton xolocalcae	1	Pr	1	Magnolia-Rosarito	Acacoyagua y Escuintla	Chiapas	15.39559	92.62228	Reserva de la Biosfera El Triunfo
	Ixalotriton niger	1	P	1	San Fernando-Mauricio Martínez	San Fernando	Chiapas	16.87100	93.20516	Fuera de reserva
	Ixalotriton parva	1	A	1	Dr. Rodulfo Figueroa-Montebello	Cintalapa	Chiapas	16.57956	94.15234	Fuera de reserva
	Lineatriton lineolus	1	Pr	1	Colonia Francisco I Madero-Tenejapa	Huatusco	Veracruz	19.12338	96.99392	Parque Nacional Cañón del Río Blanco
	Lineatriton orchileucus	1		1	Arroyo Camarón-San Francisco La Cascada	Santiago Choapam y San Juan Comaltepec	Oaxaca	17.35591	95.93842	Fuera de reserva
	Pseudoeurycea ahuitzotl	1		1	El Molote	Atoyac de Álvarez	Guerrero	17.44281	100.16598	Fuera de reserva
	Pseudoeurycea altamontana	1	Pr	1	Camino Real del Ajusco-Xicalco	Tlalpan	Distrito Federal	19.23921	99.16137	Parque Nacional Cumbres del Ajusco
	Pseudoeurycea amuzga	1		1	Poza Verde-Terreno Venado	Tlacoachistlahuaca	Guerrero	16.96247	98.31826	Fuera de reserva
	Pseudoeurycea anitae	1	A	1	Sainz Domínguez	Mexicali	Baja California Norte	16.69900	97.16786	Fuera de reserva
	Pseudoeurycea aquatica	1		1	San Juan Metaltepec-Los Palmares	San Juan Metaltepec y Santiago Zacatepec	Oaxaca	17.17210	95.92600	Fuera de reserva
	Pseudoeurycea aurantia	1		1	Lomas de Nazareno-Tlalixtac Viejo	Nazareno Etla y Santa María Tlalixtac	Oaxaca	17.86194	96.79774	Fuera de reserva
	Pseudoeurycea firscheini	1	Pr	1	Tlilcalco-Tepeyolulco	Xoxocotla	Veracruz	18.63726	97.14375	Parque Nacional Cañón del Río Blanco
	Pseudoeurycea gadovi	1	Pr	1	Macuilacatl Grande-Rincón Grande	Atzacán	Veracruz	18.94958	97.11112	Parque Nacional Pico de Orizaba
	Pseudoeurycea longicauda	1	Pr	1	Llano Cuatro-San Miguel del Centro	El Oro y San Felipe del Progreso	Estado de México	19.72759	100.11902	Fuera de reserva
	Pseudoeurycea lynchi	1		1	El Cofrecillo	Chiconquiaco	Veracruz	19.71405	96.81811	Fuera de reserva
	Pseudoeurycea melanomolga	1	Pr	1	Cuartelillo-Las Carabinas	Xico	Veracruz	19.50362	97.10313	Fuera de reserva
	Pseudoeurycea mixcoatl	1		1	La Piñuela-Chipilar	Chilpancingo de los Bravos	Guerrero	17.43000	99.77210	Fuera de reserva
	Pseudoeurycea mystax	1	A	1	Santa María Tiltepec-El Vergel	Totontepec Villa de Morelos y Mixtlán de la Reforma	Oaxaca	17.20230	96.09390	Fuera de reserva

Familia	Especie	Endémica	En riesgo	Restringida	Localidad	Municipio	Estado	Coordenadas		Área protegida
								Latitud N	Longitud W	
Plethodontidae (cont.)	*Pseudoeurycea naucampatepetl*	1		1	Cuartelillo-Las Carabinas	Xico	Veracruz	19.50362	97.10313	Fuera de reserva
	Pseudoeurycea nigromaculata	1	Pr	1	Tlecuaxco-El Campanario-Rancho Nuevo	Tequila	Veracruz	18.76845	96.99125	Parque Nacional Cañón del Río Blanco
	Pseudoeurycea obesa	1		1	Texmolan-San Martín	Santa María Teopoxco y San Lucas Zoquiapam	Oaxaca	18.13102	96.96313	Fuera de reserva
	Pseudoeurycea praecellens	1	A	1	El Rosario-Palo Mocho-La Totonquera	Yanga	Veracruz	18.80041	96.80480	Fuera de reserva
	Pseudoeurycea quetzalanensis	1		1	Texayacatitán	Ciudad de Cuetzalán	Puebla	20.03369	97.55329	Fuera de reserva
	Pseudoeurycea robertsi	1	A	1	Hoyos de Vázquez-La Laguna	Temascaltepec	Estado de México	19.09979	99.88063	Parque Nacional Nevado de Toluca
	Pseudoeurycea ruficauda	1		1	Texmolan-San Martín	Santa María Teopoxco y San Lucas Zoquiapam	Oaxaca	18.13102	96.96313	Fuera de reserva
	Pseudoeurycea saltator	1	A	1	San Miguel Tiltepec-Trucha	Ixtlán de Juárez y Santiago Comaltepec	Oaxaca	17.54488	96.32707	Fuera de reserva
	Pseudoeurycea scandens	1	Pr	1	José María Morelos-La Unión	Jaumave	Tamaulipas	23.49970	99.40244	Reserva la Biosfera El Cielo
	Pseudoeurycea tenchalli	1		1	El Molote	Atoyac de Álvarez	Guerrero	17.44281	100.16598	Fuera de reserva
	Pseudoeurycea teotepec	1		1	El Molote	Atoyac de Álvarez	Guerrero	17.44281	100.16598	Fuera de reserva
	Pseudoeurycea tlahcuiloh	1		1	El Molote	Atoyac de Álvarez	Guerrero	17.44281	100.16598	Fuera de reserva
	Thorius aureus	1		1	San Miguel Tiltepec-Trucha	Ixtlán de Juárez y Santiago Comaltepec	Oaxaca	17.54488	96.32707	Fuera de reserva
	Thorius dubitus	1	Pr	1	El Potrero-Fernando López Arias	Acultzingo	Veracruz	18.66190	97.25496	Parque Nacional Cañón del Río Blanco
	Thorius grandis	1		1	El Molote	Atoyac de Álvarez	Guerrero	17.44281	100.16598	Fuera de reserva
	Thorius infernalis	1		1	Río Chuquito-El Cacaco	Atoyac de Álvarez	Guerrero	17.34034	100.33250	Fuera de reserva
	Thorius insperatus	1		1	La Palma-La Chachalaca	Ixtlán de Juárez y Santiago Camotlán	Oaxaca	17.60701	96.20138	Fuera de reserva
	Thorius lunaris	1		1	Macuilacatl Grande-Rincón Grande	Atzacán	Veracruz	18.94958	97.11112	Parque Nacional Cañón del Río Blanco
	Thorius magnipes	1		1	El Potrero-Fernando López Arias	Acultzingo	Veracruz	18.66190	97.25496	Parque Nacional Cañón del Río Blanco
	Thorius minutissimus	1	Pr	1	El Pedimento-El Pedimento	Santa Catarina Juquila	Oaxaca	16.24574	97.23103	Fuera de reserva
	Thorius minydemus	1		1	El Cofrecillo	Chiconquiaco	Veracruz	19.71405	96.81811	Fuera de reserva
	Thorius munificus	1		1	Cuartelillo-Las Carabinas	Xico	Veracruz	19.50362	97.10313	Fuera de reserva

Familia	Especie	Endémica	En riesgo	Restringida	Localidad	Municipio	Estado	Coordenadas		Área protegida
								Latitud N	Longitud W	
Plethodontidae (cont.)	*Thorius omiltemi*	1		1	El Pazclar-Iyotla	Leonardo Bravo	Guerrero	17.60933	99.78811	Fuera de reserva
	Thorius papaloae	1		1	San Juan Tepeuxila-Santa María Pápalo	San Juan Tepeuxila-Santa María Pápalo	Oaxaca	17.75634	96.82690	Fuera de reserva
	Thorius schmidti	1	Pr	1	Xaltepec-Aticpac	Zoquitlán	Puebla	18.34728	96.93457	Fuera de reserva
	Thorius smithi	1		1	La Palma-La Chachalaca	Ixtlán de Juárez y Santiago Camotlán	Oaxaca	17.60701	96.20138	Fuera de reserva
	Thorius spilogaster	1		1	Macuilacatl Grande-Rincón Grande	Atzacán	Veracruz	18.94958	97.11112	Fuera de reserva
	Thorius troglodytes	1	Pr	1	Tlilcalco-Tepeyolulco	Xoxocotla	Veracruz	18.63726	97.14375	Fuera de reserva

P: sujeta a protección especial; A: amenazada; Pr: en peligro de extinción.

Apéndice 14.6
Sitios cero extinciones de peces

Familia	Especie	Endémica	En riesgo*	Restringida	Localidad	Municipio	Estado	Coordenadas	
								Latitud N	Longitud W
Petromyzontidae	*Tetrapleurodon geminis*	1	1	1	Río Grande de Morelia	Zamora	Michoacán	19° 53′ 32″	102° 09′ 18″
	Tetrapleurodon spadiceus	1	1	1	Lago de Chapala		Jalisco-Michoacán		
Acipenseridae	*Acipenser oxyrhynchus*		1		Río Bravo (prácticamente extinto)	Acuña	Coahuila	29° 29′ 05″	101° 10′ 55″
	Scaphyrinchus platorynchus		1		Río Bravo (extinto)				
Cyprinidae	*Agosia chrysogaster*	1	1	1	Río Colorado	Puerto Peñasco	Sonora	31° 56′ 99″	113° 07′ 99″
	Algansea aphanea	1	1	1	Río Coahuayana		Jalisco	19° 40′	103° 22′
	Algansea avia	1	1	1	Tributario del Río Grande de Santiago, 42 km al SE de Tepic		Nayarit		
	Algansea barbata	1	1	1	Tiacaque	Tiacaque	Estado de México	19° 20′	99° 30′
	Algansea lacustris			1	Lago de Pátzcuaro	Pátzcuaro	Michoacán	19° 45′	101° 35′
	Algansea popoche	1	1	1	Lago de Chapala	Chapala	Jalisco	20° 18′	103° 12′
	Aztecula sallaei				Río Tula y Río Atepitzingo		Hidalgo-Puebla		
	Cyprinella alvarezdelvillari	1	1	1	Arroyo del Peñón de Covadonga	Peñón Blanco	Durango	24° 44′ 35″	104° 05′ 02″
	Cyprinella bocagrande	1	1	1	Ojo Solo, Ejido Rancho Nuevo		Chihuahua		
	Cyprinella panarcys	1	1	1	Alto Río Conchos	Ojinaga	Chihuahua-Durango		
	Cyprinella proserpina		1	1	Río San Carlos	Ciudad Acuña	Coahuila		
	Cyprinella venusta			1	Río Bravo	Ciudad Acuña	Coahuila	28° 40′	100° 35′
	Cyprinella xanthicara	1	1	1	Cuatrociénegas	Cuatrociénegas	Coahuila	26° 52′ 99″	102° 09′ 99″
	Dionda catostomops			1	Río Ojo Frío	Tamasopo	San Luis Potosí	21° 58′	99° 30′
	Dionda diaboli	1	1	1	Río San Carlos	Ciudad Acuña	Coahuila	28° 40′	100° 35′
	Dionda dichroma	1	1	1	Río Verde	Río Verde	San Luis Potosí	21° 58′	99° 58′
	Dionda episcopa	1	1	1	Arroyo Nogol	Cuatrociénegas	Coahuila	26° 52′ 99″	102° 09′ 99″

Familia	Especie	Endémica	En riesgo*	Restringida	Localidad	Municipio	Estado	Coordenadas	
								Latitud N	Longitud W
Cyprinidae (cont.)	*Dionda mandibularis*	1	1	1	Río Verde	Río Verde	San Luis Potosí	21° 58′	99° 58′
	Dionda melanops	1	1		Río San Juan	Sabinas	Coahuila	28° 08′	101° 45′
	Dionda rasconis			1	Río Ojo Frío	Tamasopo	San Luis Potosí	21° 58′	99° 30′
	Evarra bustamantei			1	Extinto				
	Evarra eigenmanni			1	Extinto				
	Evarra tlahuacensis			1	Extinto				
	Gila brevicauda			1	Cascada de Basaseachic		Chihuahua		
	Gila ditaenia		1	1	Río de la Concepción	Nogales	Sonora	31° 08′ 31″	111° 09′ 09″
	Gila elegans		1	1	Extirpada				
	Gila intermedia		1	1	Ciénega Los Fresnos	San Pedro	Sonora	31° 10′	110° 08
	Gila modesta	1	1	1	Río Salinas, Coahuila	Saltillo	Coahuila	25° 35′	100° 58′
	Gila purpurea		1	1	Río San Bernardino	Arizpe	Sonora	30° 41′ 99″	110° 17′ 99″
	Gila robusta		1	1	Extirpada ?	Sahuaripa	Sonora	29° 01′ 99″	108° 45′ 30″
	Hybognathus amarus		1	1	Extinto				
	Meda fulgida		1	1	Río San Pedro				
	Notropis amecae				Parte alta del Río Ameca	Teuchitlán	Jalisco	20° 38′	103° 45′
	Notropis aulidion			1	Extinta	Mezquital	Durango	24° 02′	104° 22′
	Notropis cumingii				Río Atoyac				
	Notropis moralesi				Río Tepelneme	San Marcos Arteaga	Oaxaca	17° 59′ 05″	97° 49′ 06″
	Notropis orca	1	1	1	Extinto	Ciudad Juárez	Chihuahua	31° 45′	106° 35′
	Notropis saladonis	1	1	1	Extinto	Anáhuac	Nuevo León	27° 12′	100° 05′
	Notropis simus	1	1		Extinto	Ciudad Juárez	Chihuahua	31° 45′	106° 35′
	Pimephales promelas				Río San Pedro	Cananea	Sonora	31° 04′ 99″	110° 07′ 99″
	Pimephales vigilax				Río Salado y Río San Juan	China	Nuevo León	25° 42′	99° 15′
	Ptychocheilus lucius		1	1	Extinto				
	Tiaroga cobitis		1	1	Río San Pedro	San Pedro	Sonora	31° 10′	110° 08′
	Rhinichthys osculus	1	1	1	Río Santa Cruz	Magdalena	Sonora		
	Stypodon signifer	1	1	1	Valle de Parras (extinto)	Parras	Coahuila	25° 35′	102° 15′
	Yuriria chapalae			1	Lago de Chapala	Chapala	Jalisco-Michoacán	20° 15′ 58″	103° 05′ 32″

Familia	Especie	Endémica	En riesgo*	Restringida	Localidad	Municipio	Estado	Coordenadas	
								Latitud N	Longitud W
Catostomidae	*Catostomus clarkii*			1	Río San Pedro	Santa Cruz	Sonora	31° 10′ 99″	110° 36′ 99″
	Catostomus insignis		1	1	Río Magdalena	Magdalena	Sonora	31° 10′	110° 08′
	Catostomus leopoldi	1	1	1	Río Casas Grandes	Casas Grandes	Chihuahua	29° 32′	108° 28′
	Catostomus wigginsi	1	1	1	Río Yaqui	Arizpe	Sonora	30° 23′ 99″	110° 09′ 99″
	Cycleptus elongatus		1		Río Conchos		Chihuahua	29° 50′	102° 18′
	Ictiobus labiosus			1	Ciudad Valles	Ciudad Valles	San Luis Potosí	22° 08′	99° 08′
	Xyrauchen texanus	1	1	1	Río Colorado		Baja California-Sonora		
Characidae	*Bramocharax caballeroi*			1	Lago de Catemaco	Catemaco	Veracruz	18° 09′ 99″	95° 40′ 99″
Ictaluridae	*Ameiurus melas*			1	Nuevo Laredo	Nuevo Laredo	Tamaulipas	27° 29′ 28″	99° 30′ 01″
	Ictalurus mexicanus	1	1	1	Río Tamasopo	Tamazunchale	San Luis Potosí	21° 18′	98° 50′
	Ictalurus ochoterenai					Chapala	Jalisco	20° 18′	103° 12′
	Prietella lundbergi		1	1	Cueva de Río Frío	El Mante	Tamaulipas	22° 40′ 15″	98° 50′ 05″
Heptapteridae	*Rhamdia macuspanensis*	1	1	1	Macuspana	Macuspana	Tabasco	17° 37′ 15.5″	92° 28′ 22.6″
	Rhamdia reddelli	1	1	1	Río San Antonio	San Antonio Nanahuatipam	Oaxaca	18° 04′ 99″	97° 06′ 99″
	Rhamdia zongolicensis				Cueva del Ostoc	Zongolica	Veracruz	18° 39′	96° 59′
Lacantuniidae	*Lacantunia enigmatica*	1		1	Río Lacantún	Ixcán	Chiapas	16° 08′	90° 55′
Gymnotidae	*Gymnotus maculosus*			1	Río San Nicolás	Tapachula	Chiapas	15° 05′	92° 25′
Salmonidae	*Oncorhynchus chrysogaster*	1	1	1	Río Fuerte		Sinaloa	26.3	106.48
	Oncorhynchus mykiss	1	1	1	Rancho San Antonio		Baja California	30.82	115.63
Bythitidae	*Typhliasina pearsei*				Chichén Itzá		Yucatán	20° 16′ 25″	87° 29′
Atherinopsidae	*Atherinella ammophila*			1	Río La Palma, Sontecomapan	Playa Escondida	Veracruz	18° 35′ 99″	95° 08′ 99″
	Atherinella callida			1	Río Tonto		Veracruz		
	Atherinella elegans				Río Fuerte			26° 28′ 99″	108° 38′ 99″
	Atherinella lisa			1	Río Tonto	Papaloapan	Veracruz	18° 35′ 99″	96° 40′ 99″
	Atherinella marvelae			1	Salto de Eyipantla	Papaloapan	Veracruz	18° 20′ 99″	95° 12′ 99″
	Atherinella pellosemion								
	Membras martinica				Laguna de Términos	Ciudad del Carmen	Campeche	18° 42′ 99″	91° 50′ 99″

Familia	Especie	Endémica	En riesgo*	Restringida	Localidad	Municipio	Estado	Coordenadas	
								Latitud N	Longitud W
Atherinopsidae (cont.)	*Menidia aculeatum*			1	Extinta	Manuel Doblado	Guanajuato	20° 45′	101° 50′
	Poblana alchichica	1	1	1	Laguna de Alchichica	Alchichica	Puebla	19° 25′	97° 25′
	Menidia attenuatum			1	Lago de Pátzcuaro y Lago Zirahuén	Pátzcuaro	Michoacán	19° 30′	101° 40′
	Menidia bartoni	1	1	1	La Alberca		Guanajuato		
	Menidia beryllina				Laguna de Tamiahua	Estero Cucharas		21° 30′ 99″	99° 42′ 99″
	Menidia chapalae			1	Lago de Chapala	Chapala	Jalisco	20° 18′	103° 12′
	Menidia charari	1	1	1	Extinto				
	Menidia contrerasi			1	Lago de Chapala	Tecomatlán	Jalisco-Michoacán	20° 22′ 03″	103° 08′
	Menidia estor			1	Lago de Pátzcuaro y Lago Zirahuén	Pátzcuaro	Michoacán	19° 25′ 99″	101° 45′ 99″
	Menidia ferdebueni	1	1	1	Laguna Chignahuapan	Zacatlán	Puebla	19° 55′ 99″	98° 05′ 99″
	Menidia grandocule			1	Lago de Cuitzeo y Lago de Pátzcuaro	Pátzcuaro	Michoacán	19° 40′	101° 40′
	Menidia humboldtianum				Laguna de Zacapu	Xochimilco	Distrito Federal		
	Poblana letholepis				Laguna La Preciosa	Alchichica	Puebla	19° 20′	97° 20′
	Menidia lucius			1	Lago de Chapala	Chapala	Jalisco	20° 18′	103° 18′
	Menidia melanoccus			1	Lago de San Juanico	Zamora	Michoacán	19° 55′	102° 48′
	Menidia mezquital			1	Río del Tunal	Durango	Durango	24° 10′	104° 38′
	Menidia Pátzcuaro			1	Lago de Pátzcuaro	Pátzcuaro	Michoacán	19° 30′	101° 40′
	Menidia promelas	1	1	1	El Salto de Juanacatlán	Chapala	Jalisco	20° 18′	103° 12′
	Menidia riojai	1	1	1	Río Lerma	Lerma	Estado de México	19° 20′	99° 30′
	Menidia sphyraena			1	El Salto de Juanacatlán	Chapala	Jalisco	20° 18′	103° 18′
	Poblana squamata	1	1	1	Laguna de Alchichica	Alchichica	Puebla	19° 20′	97° 20′
Poeciliidae	*Gambusia alvarezi*				Ojo San Gregorio	Parras	Coahuila	25° 35′	102° 15′
	Gambusia atrora			1	Río Axtla	Axtla	San Luis Potosí	21° 25′	98° 50′
	Gambusia eurystoma	1	1	1	Arroyo del Azufre	Teapa	Tabasco	17° 33′ 09″	92° 59′ 49″
	Gambusia hurtadoi	1	1	1	Ojo de Hacienda Dolores	Jiménez	Chihuahua	27° 10′	104° 52′
	Gambusia krumholzi			1	Río de Nava	Allende	Coahuila	28° 18′	100° 35′
	Gambusia longispinis	1	1	1	Cuatrociénegas	Cuatrociénegas	Coahuila	26° 56′ 99″	102° 06′ 99″

Familia	Especie	Endémica	En riesgo*	Restringida	Localidad	Municipio	Estado	Coordenadas	
								Latitud N	Longitud W
Poeciliidae (cont.)	*Gambusia luma*								
	Gambusia panuco					Tamiahua	Veracruz	21° 42′ 99″	97° 41′ 99″
	Poecilia catemaconis			1	Lago de Catemaco	Catemaco	Veracruz	18° 09′ 99″	95° 40′ 99″
	Poecilia chica			1	Río Cuitzmala	La Huerta	Jalisco	19° 24′ 99″	104° 40′ 99″
	Poecilia latipunctata	1	1	1	Río Mante	El Mante	Tamaulipas	22° 45′	98° 52′
	Poecilia sulphuraria	1	1	1	Arroyo del Azufre	Teapa	Tabasco	17° 33′ 09″	92° 59′ 49″
	Poeciliopsis catemaco			1	Lago de Catemaco	Catemaco	Veracruz	18° 09′ 99″	95° 40′ 99″
	Poeciliopsis lutzi					San José Chiltepec	Oaxaca	18° 05′ 18″	96° 08′ 18″
	Poeciliopsis sonoriensis				Río San Bernardino y Río Cajón Bonito				
	Poeciliopsis scarlli			1	Arroyo El Fresno	Cihuatlán	Jalisco	19° 15′	104° 35′
	Poeciliopsis turneri			1	Río Purificación	La Huerta	Jalisco	19° 24′ 99″	104° 40′ 99″
	Priapella bonita	1	1	1	Extinto				
	Priapella chamulae	1		1					
	Priapella olmecae	1	1	1	Río de la Palma, Sontecomapan	Santiago Tuxtla	Veracruz	18° 34′ 99″	95° 02′ 99″
	Xiphophorus andersi			1	Río Atoyac	Atoyac	Veracruz	19° 00′ 00″	96° 48′ 99″
	Xiphophorus continens			1	Río Ojo Frío	Rascón	San Luis Potosí		
	Xiphophorus couchianus	1	1	1	Ojo de Agua Apodaca	Apodaca	Nuevo León	25° 42′	100° 05′
	Xiphophorus evelynae			1	Río Xaltepuztla	Huauchinango	Puebla		
	Xiphophorus gordoni	1	1	1	Cuatrociénegas	Cuatrociénegas	Coahuila	26° 47′ 99″	102° 00′ 00″
	Xiphophorus malinche			1	Río Claro	Tlazintla	Hidalgo		
	Xiphophorus meyeri	1	1	1	Río Salado	Múzquiz	Coahuila	27° 51′ 99″	101° 32′ 99″
	Xiphophorus milleri	1	1	1	Lago de Catemaco	Catemaco	Veracruz	18° 09′ 99″	95° 40′ 99″
	Xiphophorus mixei				Ríos de Oaxaca				
	Xiphophorus montezumae			1	Cascada de Tamul	Tamasopo	San Luis Potosí	21° 58′	99° 30′
	Xiphophorus monticolus				Ríos de Oaxaca				
	Xiphophorus multilineatus			1	Río Choy	Ciudad Valles	San Luis Potosí	21° 48′ 99″	98° 54′ 99″
	Xiphophorus nigrensis			1	Río Choy	Ciudad Valles	San Luis Potosí	21° 48′ 99″	98° 54′ 99″
	Xiphophorus pygmaeus			1	Río Axtla	Ciudad Valles	San Luis Potosí	21° 27′ 00″	98° 58′ 00″

Familia	Especie	Endémica	En riesgo*	Restringida	Localidad	Municipio	Estado	Coordenadas	
								Latitud N	Longitud W
Goodeidae	*Allodontichthys hubbsi*	1		1	Río Coahuayana	Coahuayana	Jalisco	19° 30′	103° 25′
	Allodontichthys polylepis	1		1	Río Ameca	Ameca	Jalisco	20° 40′	104° 30′
	Allodontichthys tamazulae	1		1	Río Coahuayana	Tuxpan	Jalisco	19° 30′	103° 25′
	Allodontichthys zonistius	1			Río Coahuayana	Manantlán	Jalisco	19° 39′ 10″	104° 09′
	Allotoca catarinae	1		1	Río Santa Catarina	Uruapan	Michoacán	19° 25′	102° 02′
	Allotoca diazi	1	1	1	Lago de Pátzcuaro	Tlangatepec	Tlaxcala	19° 11′ 99″	98° 12′ 99″
	Allotoca goslinei	1		1	Río Ameca, Jalisco	Atenguillo	Jalisco	20° 35′	104° 02′
	Allotoca maculata	1		1	Lago de Magdalena	Guadalajara	Jalisco	21° 05′	104° 05′
	Allotoca meeki	1		1	Lago de Zirahuén	Zirahuén	Michoacán	19° 25′	101° 45′
	Allotoca regalis	1		1	Los Reyes	Tocumbo	Michoacán	19° 50′	102° 40′
	Allotoca zacapuensis	1		1	Lago de Zacapu	Zacapu	Michoacán	19° 49′ 23″	101° 47′ 15″
	Ameca splendens	1	1	1	Río Ameca	Ameca	Jalisco	20° 38′	103° 45′
	Ataeniobius toweri	1	1	1	Río Verde	Río Verde	San Luis Potosí	21° 58′	99° 58′
	Chapalichthys pardalis	1		1	Tocumbo	Tocumbo	Michoacán	19° 42′	102° 38′
	Chapalichthys peraticus				Presa San Juanico	Zamora	Michoacán		
	Characodon audax	1	1	1	El Ojo de Agua de las Mujeres	El Toboso	Durango	24° 16′ 35″	104° 34′
	Characodon garmani	1		1	Extinto	Parras	Coahuila		
	Characodon lateralis	1	1	1	Río Mezquital	Mezquital	Durango	24° 05′	104° 30′
	Girardinichthys viviparus	1	1	1	Lago de Zumpango	Texcoco	Estado de México	19° 27′ 99″	99° 00′ 99″
	Goodea luitpoldii				Lago de Pátzcuaro	Pátzcuaro	Michoacán	20° 15′ 58″	103° 05′ 32″
	Hubbsina turneri	1	1	1	Lago de Zacapu	Zacapu	Michoacán	19° 49′ 23″	101° 47′ 15″
	Ilyodon xantusi				Río Armería	Colima	Colima	19° 15′	103° 48′
	Skiffia bilineata	1	1		Río Grande de Morelia	Zamora	Michoacán	20° 15′ 58″	103° 05′ 32″
	Skiffia francesae	1	1	1	Extinto				
	Skiffia lermae	1	1	1	Lago de Pátzcuaro y Lago Zirahuén	Pátzcuaro	Michoacán	19° 35′ 99″	101° 40′ 99″
	Zoogoneticus tequila	1	1	1	Extinto				

Familia	Especie	Endémica	En riesgo*	Restringida	Localidad	Municipio	Estado	Coordenadas	
								Latitud N	Longitud W
Cyprinodontidae	*Cualac tessellatus*	1	1	1	Río Verde	Río Verde	San Luis Potosí	21° 52′	100° 02′
	Cyprinodon albivelis			1	Río Papigóchic	Guerrero	Chihuahua-Sonora	28° 29′ 36″	107° 28′ 23″
	Cyprinodon alvarezi	1	1	1	Extinto		Nuevo León	24° 50′	100° 20′
	Cyprinodon atrorus	1	1	1	Cuatrociénegas	Cuatrociénegas	Coahuila	26° 55′ 99″	102° 07′ 99″
	Cyprinodon beltrani	1	1	1	Laguna Chichancanab	Othón P. Blanco	Quintana Roo	19° 52′ 40″	88° 46′ 14″
	Cyprinodon bifasciatus	1	1	1	Cuatrociénegas	Cuatrociénegas	Coahuila	26° 52′ 08″	102° 04′ 36″
	Cyprinodon bobmilleri	1	1	1	Manantial Baño de San Ignacio		Nuevo León		
	Cyprinodon ceciliae	1	1	1	Bolsón de la Sandía (extinto)	Aramberri	Nuevo León	24° 11′ 99″	100° 04′ 99″
	Cyprinodon eremus			1	Río Sonoyta	Sonoyta	Sonora		
	Cyprinodon esconditus			1	Laguna Chichancanab	Othón P. Blanco	Quintana Roo	19° 52′ 40″	88° 46′ 14″
	Cyprinodon fontinalis	1	1	1	Bolsón de los Muertos	Villa Ahumada	Chihuahua	30° 35′	106° 50′
	Cyprinodon inmemoriam	1	1		Extinto				
	Cyprinodon labiosus	1	1	1	Laguna Chichancanab	Othón P. Blanco	Quintana Roo	19° 52′ 40″	88° 46′ 14″
	Cyprinodon latifasciatus	1		1	Extinto	Parras	Coahuila	25° 38′	102° 25′
	Cyprinodon longidorsalis	1	1	1	Extinto	Aramberri	Coahuila	24° 11′ 99″	100° 04′ 99″
	Cyprinodon macrolepis	1	1	1	El Ojo de Hacienda Dolores	Jiménez	Chihuahua	27° 10′	104° 52′
	Cyprinodon macularius	1	1	1	Río Gila	San Luis Río Colorado	Sonora	31° 54′ 99″	114° 43′ 00″
	Cyprinodon maya	1	1	1	Laguna Chichancanab	Othón P. Blanco	Quintana Roo	19° 52′ 40″	88° 46′ 14″
	Cyprinodon meeki	1	1	1	Río Mezquital	Othón P. Blanco	Quintana Roo	19° 52′ 40″	88° 46′ 14″
	Cyprinodon pachycephalus	1	1	1	San Diego de Alcalá	Bordello	Chihuahua	28° 42′	105° 48′
	Cyprinodon salvadori	1		1	Río Santa Rosa	San Juanito	Chihuahua	27° 55′ 35″	107° 11′ 01″
	Cyprinodon simus	1	1	1	Laguna Chichancanab	Othón P. Blanco	Quintana Roo	19° 52′ 40″	88° 46′ 14″
	Cyprinodon suavium			1	Laguna Chichancanab	Othón P. Blanco	Quintana Roo	19° 52′ 40″	88° 46′ 14″
	Cyprinodon verecundus	1	1	1	Laguna Chichancanab	Othón P. Blanco	Quintana Roo	19° 52′ 40″	88° 46′ 14″
	Cyprinodon veronicae	1	1	1	Bolsón de la Sandía (extinto)	Aramberri	Nuevo León	24° 09′ 99″	100° 03′ 99″
	Fundulus perisimilis			1	Ría Lagartos	Ría Lagartos	Yucatán	21° 35′	88° 05′
	Fundulus pulvereus								

Familia	Especie	Endémica	En riesgo*	Restringida	Localidad	Municipio	Estado	Coordenadas	
								Latitud N	Longitud W
Cyprinodontidae (cont.)	*Lucania interioris*	1	1	1	Cuatrociénegas	Cuatrociénegas	Coahuila	26° 55′ 99″	102° 07′ 99″
	Megupsilon aporus			1	El Potosí (extirpado)	El Potosí	Nuevo León	24° 50′	100° 20′
	Profundulus candalarius			1	Río Grande de Comitán	Comitán	Chiapas		
	Profundulus hildebrandi	1	1	1	San Cristóbal de las Casas	San Cristóbal de las Casas	Chiapas	16° 52′	92° 42′
	Profundulus oaxacae			1	Río Mitla	Mitla	Oaxaca	17° 00′	96° 50′
Gasterosteidae	*Gasterosteus aculeatus*	1	1	1	Arroyo El Rosario	El Rosario	Baja California	32° 18′	116° 52′
Percidae	*Etheostoma lugoi*	1	1	1	Cuatrociénegas	Cuatrociénegas	Coahuila	27° 00′ 00″	102° 05′ 99″
	Etheostoma segrex			1	Río Salado de los Nadadores	Cuatrociénegas	Coahuila	27° 00′ 99″	101° 48′ 99″
	Percina macrolepida	1	1	1	Río San Carlos	Acuña	Coahuila	29° 03′ 40″	100° 55′ 34″
Cichlidae	*Amphilophus nourissati*			1	Río Usumacinta	Ocosingo	Chiapas	16° 24′ 04″	46° 23′
	"Cichlasoma" steindachneri		1	1	Río Tamasopo	Tamasopo	San Luis Potosí	21° 58′	99° 30′
	Herichthys bartoni	1	1	1	Río Verde	Río Verde	San Luis Potosí	21° 52′	100° 02′
	Herichthys deppii			1	Río Santa Ana		Veracruz	19° 06′ 39″	96° 07′ 09″
	Herichthys labridens	1	1	1	Río Verde	Río Verde	San Luis Potosí	21° 52′	100° 02′
	Herichthys minckleyi	1	1	1	Cuatrociénegas	Cuatrociénegas	Coahuila	27° 00′ 00″	102° 05′ 99″
	Herichthys tomasopoensis			1	Río Gallinas	Gallinas	San Luis Potosí	22° 02′ 44″	100° 16′ 59″
	Theraps gibbiceps			1	Río Teapa	Teapa	Tabasco	17° 33′ 09″	92° 59′ 49″
	Theraps rheophilus			1	Río Nututún	Palenque	Chiapas	17° 28′ 23″	92° 03′ 30″
	Thorichthys affinis			1	Río Hondo	Río Hondo	Quintana Roo	18° 17′ 26″	88° 36′ 17″
	Thorichthys callolepis			1	Santo Domingo, partes altas del Río Coatzacoalcos		Oaxaca	16° 46′ 99″	93° 08′ 99″
	Vieja breidohri			1	Presa La Angostura	La Angostura	Chiapas	16° 24′ 50″	92° 45′ 32″
	Vieja regani	1		1	Río Coatzacoalcos	Coatzacoalcos	Veracruz	16° 50′	95° 00′
Gobiesocidae	*Gobiesox juniperoserrai*	1	1	1	Arroyo Las Pocitas	La Paz	Baja California Sur	24° 23′ 99″	111° 06′ 99″

* UICN (2005).

Apéndice 16.1

Participantes en los análisis de omisiones de áreas importantes para la conservación de la biodiversidad

Nombre	Institución	Grupo ejecutivo	Grupo técnico	Análisis terrestres	Análisis marino-costero	Cartografía	Islas	Encuesta nacional	Metanálisis	Grupo coordinador y de análisis
Aguilar, Verónica	Conabio				•		•			•
Aguirre, Alfonso	GECI, A.C.				•					
Alarcón, Jesús	Conabio			•		•				•
Alcántara Carbajal, José Luis	Colpos							•		
Alcocer Durand, Javier	ICML-UNAM							•		
Aldana Aranda, Dalia	Cinvestav							•		
Álvarez, Rosario	TNC	•								
Álvarez Torres, Porfirio	DGPAIRS, Semarnat				•					
Arenas, Virgilio	Centro de Ecología y Pesquerías, UV				•					
Arizmendi, María del Coro	FES-Iztacala, UNAM		•							
Ávila Foucat, Sophie	Universidad de York, RU				•					
De Badts, Erik	Conabio		•							
Banda Valdez, Alfonso	Pronatura-Noroeste							•		
Barrera, Juan Carlos	Pronatura-Noroeste				•					
Berlanga, Humberto	Conabio			•	•					
Besseau, Peter	Red Internacional de Bosques Modelo							•		
Bezaury, Juan	TNC	•	•		•		•			
Blanco, Segundo	IE-UNAM			•						
Bocco, Gerardo	INE	•				•				
Brusca, Richard	ASDM							•		
Bustamante, Ivonne	Conanp		•							
Bustamante del Valle, José Luis	Instituto Estatal de Ecología, Oaxaca							•		
Cabello Pasini, Alejandro	IIO-UABC				•					
Cabral Perdomo, Hernando	TNC							•		
Cachon, Vladimir	Conanp		•							
Calderón, Rafael	TNC				•					
Cancino Hernández, Jorge de Jesús	CIB							•		

Nombre	Institución	Grupo ejecutivo	Grupo técnico	Análisis terrestres	Análisis marino-costero	Cartografía	Islas	Encuesta nacional	Metanálisis	Grupo coordinador y de análisis
Candelaria Silva, Carlos	FC-UNAM				•					
Cantú, César	FCF-UANL			•				•	•	•
Cantú Díaz, Antonio	Isla, A.C.							•		
Carranza, Jorge	Conanp					•				
Carranza Edwards, Arturo	ICML-UNAM				•					
Carrera Eduardo	DUMAC				•					
Carvajal, Ma. De los Angeles	CI-Golfo de California				•					
Carvajal Villarreal, Sasha	Pronatura-Noroeste							•		
Castellanos Villegas, Alejandro E.	Unison							•		
Ceballos, Gerardo	IE-UNAM			•					•	
Cerdeira, Sergio	Conabio				•					
Cervantes, Mauricio	CI		•	•						
Challenger, Antony	Semarnat			•		•			•	
Chapa Vargas, Leonardo	IPICYT							•		
Cházaro, Flavio	Conanp	•								
Colín, Javier	Conabio		•	•		•				
Contreras, Francisco	UAM-Iztapalapa				•					
Córdova y Vázquez, Ana	INE				•					
Corzo, Ibán	Parque Ecoturístico Cañón del Sumidero							•		
Correa, María Eugenia	FC-UNAM			•						
De la Cruz Hernández, José Antonio	Biocenosis, A.C.							•		
Cruz, Miguel	Pronatura		•							
Cruz López, María Isabel	Conabio		•							
Cuevas, Ana	INE		•							
Cuevas, Gabriela	INE		•							
Dávila Paulín, José Antonio	Conanp							•		
Díaz de León Corral, Antonio	DGPAIRS-Semarnat				•					
Dreckmann, Kurt	UAM-Iztapalapa				•					
Duncan, Charles	Manomet Center for Conservation Sciences							•		
Ellis, Cameron	TPF							•		
Enkerlin Hoeflich, Ernesto	Conanp	•							•	

Nombre	Institución	Grupo ejecutivo	Grupo técnico	Análisis terrestres	Análisis marino-costero	Cartografía	Islas	Encuesta nacional	Metanálisis	Grupo coordinador y de análisis
Escobar, Mariana	Conabio			•						
Escobar Briones, Elva	ICML-UNAM				•					
Escobar Solís, Rocío	Conanp			•						
Espinosa, Héctor	IB-UNAM				•					
Espinoza, José Manuel	Conabio		•		•					
Esquivel, Rocío	Conanp	•	•	•	•				•	•
Estrada, Aurea	DUMAC	•			•					
Ezcurra, Exequiel	INE/SD, EUA	•				•				
Faller Menéndez, Juan Carlos Javier	Pronatura-Yucatán							•		
Figueroa, Fernanda	IIB-UNAM			•						
Flores Coto, César	ICML-UNAM				•					
Flores, Francisco	ICML-UNAM, Mazatlán				•					
Flores Villela, Óscar	FC-UNAM			•						
Foster, Matt	CI-CABS		•							
Franco Gordo, Carmen	UDG				•					
Galindo, Carlos	WWF	•								
Gallegos, Margarita	UAM-Iztapalapa				•					
Gallina Tessaro, María Pía	Conanp	•								
Galván Piña, Víctor Hugo	UDG				•					
Garcés Medina, Alma Rosa	ATCO, A.C.							•		
García Contreras, Gerardo	Pronatura		•							
García Núñez, Norma Eréndira	Semarnat		•							
García Rubio, Gabriela	Pronatura		•		•		•			•
García-Caudillo, Juan Manuel	Terra Peninsular, Ensenada				•					
García Sánchez, Patricia	Conanp		•							
García Serrano, Eligio	Biocenosis, A.C.							•		
Gasca Serrano, Rebeca	Ecosur				•					
Gimate Legua, Jorge	INEGI		•							
Golubov, Jordan	UAM-Xochimilco		•							
Godínez-Domínguez, Enrique	UDG				•					
Gondor, Anne	TNC		•							

Nombre	Institución	Grupo ejecutivo	Grupo técnico	Análisis terrestres	Análisis marino-costero	Cartografía	Islas	Encuesta nacional	Metanálisis	Grupo coordinador y de análisis
González, Constantino	IB-UNAM			•						
González, Gaspar	UDG				•					
González Domínguez, Patricia	Pronatura-Chiapas							•		
González Cano, Jaime Manuel	Conanp				•					
Gutiérrez, Martín	Pronatura	•								
Gutiérrez Carbonell, David	Conanp		•		•					
Hernández Flores, Álvaro	WWF							•		
Hernández Robles, Diana	Conabio		•		•		•			•
Hernández Vázquez, Salvador	UDG				•					
Hernández Yáñez, Alejandro	TNC							•		
Herrera Silveira, Jorge Alfredo	Cinvestav-Mérida				•			•		
Horta Puga, Guillermo	ENEP-Iztacala, UNAM				•					
Horváth, Anna	Ecosur							•		
Iglesias, Leonel	Conafor		•							
Illoldi, Patricia	IB-UNAM			•						
Jiménez Camacho, Armando	Pronatura-Noroeste							•		
Jiménez Cruz, Ruth	CI		•							
Jiménez Rosenberg, Raúl	Conabio		•							
Kolb, Melanie	Conabio		•	•	•		•		•	•
Koleff, Patricia	Conabio	•	•	•	•	•	•		•	•
Landa Jaime, Víctor	UDG				•					
De la Lanza, Guadalupe	UNAM				•					
Leyte Morales, Gerardo E.	Umar, Puerto Ángel				•					
Licea, Sergio	ICML-UNAM				•					
Lira Noriega, Andrés	Conabio	•	•	•	•	•	•		•	•
Lucano Ramírez, Gabriela	UNAM				•					
Llorente, Jorge	UNAM		•							
Maeda, Pedro	Conabio		•	•		•			•	
Mandujano, María del Carmen	IE-UNAM			•						
Manríquez, Rogelio	Pronatura		•							
Manterola, Carlos	CI		•							

Nombre	Institución	Grupo ejecutivo	Grupo técnico	Análisis terrestres	Análisis marino-costero	Cartografía	Islas	Encuesta nacional	Metanálisis	Grupo coordinador y de análisis
March Mifsut, Ignacio José	TNC		•	•	•		•	•	•	•
Marín Castro, Marco Antonio	icuap							•		
Márquez Huitzil, Roberto	INE		•							
Martínez, Armando Luis	FC-UNAM			•						
Martínez Meyer, Enrique	IB-UNAM			•						
De la Maza, Roberto	Conanp		•							
Medrano, Luis	FC-UNAM				•					
Meléndez Torres, María Cristina	CEDES							•		
Montaña, Carlos	IE, A.C.					•				
Mora Corro, Sandra	INEGI				•					
Morales Vela, Banjamín	Ecosur							•		
Moreno Díaz, Norma	Conabio			•		•	•			
Moreno Gutiérrez, Elizabeth	Conabio			•						
Morfín, Emilio Michel	UDG				•					
Morzaria Luna, Hem Nalini	CEDO, A.C.							•		
Mosig, Paola	Conabio		•							
Munguía Carrara, Mariana	Pronatura		•	•	•		•			
Muñoz L., Enrique	Conabio			•						
Murguía, Miguel	FES-Iztacala, UNAM			•						
Navarro Sigüenza, Adolfo Gerardo	FC-UNAM			•				•		
Ocaña, Daniel	Conabio			•		•				
Ochoa Ochoa, Leticia	FC-UNAM			•						
Ojeda Mestre, Ramón	Propaem							•		
Ortega Huerta, Miguel	IB-UNAM, Colima			•						
Padrón, Francisco	IMAC-FMCN				•					
Paiz Merino, Marie Claire	TNC							•		
Pedraza Ruiz, Roberto	GESGIAP							•		
Pereira Corona, Alberto	Universidad de Quintana Roo							•		
Peresbarbosa, Elisa	Pronatura-Veracruz				•					
Peña, Arturo	Conanp	•								
Pérez-Cirera, Vanessa	WWF	•						•		

Nombre	Institución	Grupo ejecutivo	Grupo técnico	Análisis terrestres	Análisis marino-costero	Cartografía	Islas	Encuesta nacional	Metanálisis	Grupo coordinador y de análisis
Peters, Eduardo	INE		•							
Peterson, Townsend	Universidad de Kansas, EUA			•						
Portales Betancourt, Gloria Luz	INE		•				•			
Portilla, Enrique	UV				•					
Prado, Blanca								•		
Prol Ledesma, Rosa María	IG-UNAM				•					
Ramírez Flores, Óscar	DGVS-Semarnat				•					
Ramírez Santiago, Gustavo	Conabio		•							
Rendón, Eduardo	WWF		•							
Reséndiz Infante, Cynthia Gabriela	Pronatura-Noroeste							•		
Reyes Bonilla, Héctor	FB-UABCS, La Paz				•			•		
Reyes Gómez, Humberto Gabriel								•		
Rodarte, Humberto C.	Conanp		•							
Rodiles Hernández, Rocío	Ecosur							•		
Rodríguez Ávalos, José Alberto	INEGI		•							
Rodríguez Badillo, Lourdes	Marea Azul, A.C.							•		
Rodríguez Rodríguez, Mario Alberto	Conanp							•		
Rodríguez Zahar, Fuensanta	Conanp		•							
Rojas Bracho, Lorenzo	INE				•					
Rojas González, Susana	Pronatura	•			•					•
Rojo, Ariel	Vida Silvestre, A.C.		•							
Rojo Vázquez, Jorge Arturo	UDG				•					
Rosenzweig, Lorenzo	fmcn	•								
Ruiz Rodríguez, Salvador	UDG				•					
Rzedowski Rotter, Jerzy	Inecol, A.C.							•		
Salmerón, Olivia	IG-UNAM				•					
Rodríguez Colón, Salvador	Semarnat		•							
Sánchez-Cordero, Víctor	IB-UNAM			•				•	•	
Sánchez Morales, Nahúm E.	UANL							•		

Nombre	Institución	Grupo ejecutivo	Grupo técnico	Análisis terrestres	Análisis marino-costero	Cartografía	Islas	Encuesta nacional	Metanálisis	Grupo coordinador y de análisis
Sánchez-Navarro Russell, Paul	CEA							•		
Sarti, Laura	Conanp				•			•		
Sato, Ichiro	JICA							•		
Schmitter Soto, Juan Jacobo	Ecosur-Chetumal				•			•		
Secaira Fajardo, Victor Fernando	TNC		•					•		
Soberón, Jorge	Conabio/Universidad de Kansas, EUA	•		•					•	
Solís, Francisco	ICML-UNAM				•					
Solís, Vivianne	ICML-UNAM				•					
Sosa, Neyra	SUMA-Michoacán							•		
Silva, Flor	FCF-UANL			•						
Silva, Francisco de Asís	UDG				•					
Takaki, Francisco	INEGI	•				•				
Tambutti, Marcia	Conabio	•	•	•	•	•	•		•	•
Tapia García, Margarito	UAM-Iztapalapa				•					
Toro Benito, Jorge	Segob		•							
Torres Huerta, Ana María	Umar, Puerto Ángel				•					
Torres Origel, Juan Francisco	Pronatura		•	•	•		•			•
Tovilla Hernández, Cristian	Ecosur				•					
Trujano, Marisol	UNAM									
Ulloa, Raúl	Consultor independiente			•	•					
Urquiza Haas, Tania	Conabio			•						•
Valdez, Vicente	INE		•							
Valenzuela Galván, David	Ceamish							•		
Vargas, Yalma Luisa	Instituto de Derecho Ambiental, A.C.							•		
Vázquez Botello, Alfonso	ICML-UNAM				•					
Vega Moro, Alfonso	Pronatura-Yucatán							•		
Vidal, Rosa María	Pronatura-Chiapas	•								
Vilet Compeán, Josep	Acuario Nacional de los Peces Mexicanos							•		
Yetman, David	Universidad de Arizona, EUA							•		

Nombre	Institución	Grupo ejecutivo	Grupo técnico	Análisis terrestres	Análisis marino-costero	Cartografía	Islas	Encuesta nacional	Metanálisis	Grupo coordinador y de análisis
Zavala, Alfredo	Conanp				•					
Zavala, Jorge	Ciencias de la Atmósfera, UNAM				•					
Zermeño Benítez, Carlos E.	INEGI		•			•				
Zertuche, José	IIO-UABC, Ensenada				•					

Grupo ejecutivo: directivos y personal asignado por las instituciones para dar seguimiento a los avances de los diversos análisis en seguimiento a acuerdos de la Cop 7 (se incluyen a todas las personas que han sido parte del grupo).

Grupo técnico: reuniones técnicas de seguimiento de los acuerdos Cop 7 (principalmente primeras reuniones 2004-2005) o que asistieron a algún taller, para acordar compartir información, pero no llevaron a cabo análisis).

Análisis terrestre: grupo de personas que asistieron a diversos talleres y participaron en la definición de criterios o colaboraron en la realización de diversos análisis.

Análisis marino-costero: asistentes del taller y quienes enviaron comentarios.

Cartografía: definición de cartografía de ecorregiones de nivel IV (NIV) 1:1 000 000; participaron en la edición de la cartografía de AP para el análisis de vacíos y omisiones en conservación, entre otras que se generaron y utilizaron en los análisis.

Islas: diseño base de datos.

Encuesta Nacional: personas que respondieron la encuesta.

Metanálisis: grupo de planificación de los análisis requeridos para lograr la visión global, y desarrollar las herramientas necesarias para armonizar e integrar los análisis.

Grupo coordinador y de análisis: coordinación de análisis, documentación de procesos, diseño de base de datos de islas y de la encuesta nacional o desarrollo de análisis y llevar a cabo los procesos

Apéndice 16.2

Bases de datos geográficas y de biodiversidad consultadas

A. Cartografía base

Nombre	Fuente o sitio web	Modificaciones especiales
Áreas protegidas federales de México	<*http://www.conanp.gob.mx/sig/*>	Este mapa presenta las áreas protegidas federales de México (AP). La fuente original son decretos expresados en el *Diario Oficial de la Federación*, habiendo sido ajustados los límites de los polígonos a escala 1 : 1 000 000 explícitamente para *Capital natural de México* y en particular para el análisis de vacíos y omisiones en conservación.
	Conanp-Conabio (2007a)	El mapa consiste en una superposición cartográfica escala 1 : 1 000 000, resultado de una compilación cartográfica, eliminando aquellos polígonos menores a 100 hectáreas. Asimismo se corrigieron los límites que no estaban definidos ocupando para este caso los decretos más recientes hasta 1999 para asegurar mayor rigor en el trazo de los polígonos, y por último se dejaron polígonos que no presentan dato, con la etiqueta 'No dato' y que corresponden a las áreas que no tienen aún definida a cuál AP corresponden.
Áreas protegidas estatales y municipales	Bezaury-Creel *et al.* (2007)	La información para las AP estatales y municipales estaba desactualizada, dispersa o no disponible en formato impreso o digital, por lo que se hizo una intensa labor para compilar el máximo de información posible durante 2004 y 2005. Para el caso de las redundancias, se dio prioridad a un polígono federal sobre uno estatal y a uno estatal sobre uno municipal.
Áreas protegidas para el análisis	Conanp-Conabio (2007b)	Se sobrepusieron las coberturas de AP federales, estatales y municipales dando prioridad bajo la siguiente regla: AP federal > AP estatal > AP municipal. En el caso de las AP estatales y municipales no se eliminaron los polígonos menores a 100 hectáreas. Como resultado de la sobreposición, se eliminaron los siguientes polígonos: un polígono de un área municipal dentro de una estatal (Nahuatlaca-Matlazinca); 34 polígonos de áreas estatales que estaban contenidos dentro de áreas federales. En total la cobertura contiene 740 polígonos, de los cuales 314 son menores a 100 hectáreas, de estos 295 son estatales (180 corresponden a AP y el resto a huecos), siete son municipales y 12 son huecos resultado del análisis de complementación de las tres coberturas de AP. El resultado es un mapa especialmente hecho para éstos análisis, en el que se muestra la complementación de superficie protegida bajo los tres niveles de protección (federal, estatal y municipal), estén o no decretadas las áreas pero sí contenidas en la cartografía oficial de cada una. Este análisis puede ser útil para la redelimitación de las áreas cuando así se pueda señalar.
Ecorregiones terrestres	INEGI, Conabio e INE (2007)	Se generó un mapa de ecorregiones terrestres escala 1 : 1 000 000 para México con el apoyo de diversos expertos que consideraron como base los mapas a escala 1 : 4 000 000 de las regiones ecológicas de Norteamérica (CCA 1997) y de México (WWF, Conabio y CCA 1997). La Comisión de Cooperación Ambiental para América del Norte (CCA) concertó el grado de detalle que debe tener el nivel III (NIII) de los mapas de ecorregiones para Norteamérica. El grado de detalle que se usó para definir un siguiente nivel de las ecorregiones a escala 1 : 1 000 000 equivale al nivel IV (NIV), cuya validez oficial es exclusiva para México. Este mapa está anidado con los niveles I, II y ahora III de la CCA. El mapa equivalente a NIV tiene 96 ecorregiones.
		La versión actualizada del mapa de ecorregiones terrestres de México, escala 1 : 1 000 000, contiene la revisión de los límites de las ecorregiones así como de la nomenclatura correspondiente. Unas de las ecorregiones a las que tuvieron mayores cambios se encuentran en el Desierto Sonorense y la Península de Baja California, así como en el Desierto Chihuahuense. Los análisis de ambientes terrestres no consideraron las islas.

Nombre	Fuente o sitio web	Modificaciones especiales
Ecorregiones marinas	Wilkinson *et al.* (en prensa)	Ecorregiones de la ZEE para México de la CCA. Las ecorregiones marinas fueron desarrolladas para facilitar la cooperación trinacional hacia la conservación. Se conforman de tres niveles anidados. El nivel I captura diferencias entre ecosistemas marinos que ocurren a la escala de los macroprocesos presentes en las cuencas oceánicas. Ocho de las 21 regiones del nivel I quedan comprendidas total o parcialmente en la ZEE. El nivel II refleja la distribución de los ambientes bentónicos y captura las diferencias entre los ambientes bentónico-nerítico y los bentónicos-oceánicos en donde la geomorfología a gran escala es utilizada para caracterizar al fondo marino como un determinante de las comunidades de la biota béntica, supliendo así el desconocimiento prevaleciente sobre la vida y los procesos ecológicos que se desarrollan a gran profundidad. En este nivel los fondos de los mares mexicanos quedan comprendidos en 32 regiones. Finalmente en el nivel III se logra un acercamiento más fino del ambiente nerítico, capturando variaciones localmente significativas para cada una de las 25 regiones en que fue subdividida la plataforma continental mexicana y los ambientes estuarinos adyacentes.
Cobertura y uso de suelo	INEGI (2005a)	En la *Carta de uso actual del suelo y vegetación* se representa la localización y extensión de los diferentes tipos de vegetación y agricultura, así como de la erosión. Incluye también símbolos que indican actividades de uso pecuario y forestal, y códigos de cultivos y diversas especies vegetales. La carta involucra también información de campo acerca de prácticas agrícolas y cultivos, así como estructura, composición, uso y dinámica de la vegetación, sin embargo, esta información formará parte del componente alfanumérico de la BDG. Este mapa fue usado para diferentes secciones y pasos del análisis. Es la base para toda la información acerca de tipos de vegetación y uso del suelo.
Mapa de islas	INEGI (2005b)	Uno de los componentes importantes en la información digital actual del territorio insular de México es la cartografía que se elaboró a partir de la recopilación de diferentes fuentes de información. Esta cartografía maneja tanto islas continentales como oceánicas, adscritas a una entidad federativa. El mapa es resultado de una compilación cartográfica, los límites están basados en la información que manejan INEGI, Conanp, Conabio y Sedesol, y los nombres de las islas en la información de la Secretaría de Marina. Dicha compilación se realizó en Conabio con fines de validación de información, sin embargo, es utilizada ampliamente debido a su completitud.
Límite del país	Conabio (2007)	El mapa límite de la República mexicana se generó con base en el mapa de ecorregiones terrestres para evitar inconsistencias por diferencias en los diferentes mapas.
Puntos de calor	Conabio (2006b)	Los daños provocados por los incendios forestales en el año de 1998 tuvieron grandes repercusiones en las zonas naturales de México, en respuesta a esta problemática la Conabio realizó el estudio denominado “Los incendios en México una análisis de su amenaza a la biodiversidad”. Con base a esta experiencia a partir del año 1999 se implementó el programa denominado “Programa de detección de puntos de calor mediante técnicas de percepción remota”, este programa se ha llevado a cabo desde 1999. Se mantiene actualizado diariamente.
Retícula de muestreo (resolución ~256 km^2)	Conabio (2006c)	Utilizando la extensión de Arc View SPOT, se trazó una retícula de hexágonos con una resolución de 256 km^2. Se hizo una retícula de hexágonos para realizar el muestreo. La retícula tiene una resolución de 256 km^2 con un total de 8 045 hexágonos sin islas ni vacíos. En el proceso de muestreo de las coberturas de importancia biológica y de amenazas a la biodiversidad, a cada hexágono (unidad de muestreo) se le asignó el área que cubre cada una de esas coberturas.

B. Bases de datos de biodiversidad

Nodos consultados en la Red Mundial de Información sobre Biodiversidad (Remib) para los géneros nativos de Angiospermas

1. Agentes bioactivos de plantas desérticas de Latinoamérica. 2003. Jardín Botánico, unam. Base de datos Remib-Conabio-Instituto de Biología, unam, México.
2. Arreguín, M.L. 1996. Ejemplares tipo de plantas vasculares del Herbario de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. Herbario ENCB, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional, Base de datos Remib-Conabio, México.
3. Banco Nacional de Germoplasma Vegetal. 2001. Bangev, Base de datos Remib-Conabio. Universidad Autónoma Chapingo, Texcoco, Estado de México.
4. Barrios, R.M.A. 1996. Estudio florístico de la Sierra de Pachuca, Hidalgo, México. Herbario ENCB, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional. Base de datos Remib-Conabio, México.
5. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 2006. Repatriación de datos del herbario del Jardín Botánico de Nueva York. Base de datos Remib-Conabio, México.
6. Dávila, A.P. 2000. Flora del Valle de Tehuacán-Cuicatlán, México. Unidad de Biología, Tecnología y Prototipos, Facultad de Estudios Superiores-Iztacala, unam. Base de datos Remib-Conabio. Tlalnepantla, Estado de México.
7. Dávila, A.P. 2003. La flora útil de dos comunidades indígenas del Valle de Tehuacán-Cuicatlán: Coxcatlán y Zapotitlán de las Salinas, Puebla, México. Unidad de Biología, Tecnología y Prototipos, Facultad de Estudios Superiores-Iztacala, unam. Base de datos Remib-Conabio. Tlalnepantla, Estado de México.
8. Delgadillo, R.J. 1998. Cactáceas de la Península de Baja California, México. Herbario BCMEX, Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California. Base de datos Remib-Conabio. Ensenada, Baja California.
9. Delgadillo, R.J. 2000. Flora vascular de la Sierra de San Pedro Mártir, Baja California, México. Herbario BCMEX, Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California. Base de datos Remib-Conabio. Ensenada, Baja California.
10. Espejo Serna, A. 2000. Colección de monocotiledóneas mexicanas. Herbario Metropolitano, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. Base de datos Remib-Conabio, México.
11. Ezcurra, R.E. 1997. Colección de cactáceas columnares de México. Instituto de Ecología, unam-Campus Morelia. Base de datos snib-Remib-Conabio, proyecto G003, México.
12. Herbario de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. 2000. Herbario ENCB. Base de datos Remib-Conabio. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional, México.
13. Herbario de la Universidad Autónoma de Baja California, México. 2004. Herbario BCMEX. Base de datos Remib-Conabio. Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California.
14. Herbario de la Universidad de Arizona. 2003. Herbario ARIZ. Base de datos Remib-Conabio. University of Arizona, Tucson, Arizona, EUA.
15. Herbario de la Universidad de Sonora. 2001. Herbario USON. Base de datos Remib-Conabio. Departamento de Investigaciones Científicas y Tecnológicas, Universidad de Sonora, Hermosillo, Sonora.
16. Herbario de la Universidad de Texas. 2005. Herbarios LL y TEX. Base de datos Remib-Conabio. Universidad de Texas, Escuela de Ciencias Biológicas, Austin, Texas, EUA.
17. Herbario del Centro de Investigación Científica de Yucatán, México. 2003. Herbario CICY. Base de datos Remib-Conabio. Centro de Investigación Científica de Yucatán, Mérida, Yucatán.
18. Herbario del Cibnor. 2002. Herbario del CIBNOR. Base de datos Remib-Conabio. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., La Paz, Baja California Sur, México.
19. Herbario del Instituto de Ecología, A.C. 2004. Herbario IE-BAJÍO. Base de datos Remib-Conabio. Centro Regional del Bajío, Pátzcuaro, Michoacán.
20. Herbario del Instituto de Ecología, A.C. 2004. Herbario IE-XAL. Base de datos Remib-Conabio. Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Veracruz.
21. Herbario del Instituto Nacional de Biodiversidad. 2001. Herbario INBIO. Base de datos Remib-Conabio. Instituto Nacional de Biodiversidad de Costa Rica, Santo Domingo de Heredia, Costa Rica.
22. Herbario Kew del Real Jardín Botánico. 2003. Royal Botanic Gardens Kew. Herbario K. Base de datos Remib-Conabio. Kew, Richmond, Surrey, Reino Unido.
23. Herbario Sessé y Mociño: plantas de la Real Expedición Botánica a Nueva España (1787-1803). 2002. Herbario MA. Base de datos Remib-Conabio. Real Jardín Botánico de Madrid, CSIC, Madrid, España.
24. Herbario Weberbauer de la Universidad Nacional Agraria La Molina. 2002. Herbario Weberbauer. Base de

datos Remib-Conabio. Universidad Nacional Agraria La Molina, La Molina, Perú.
25. Hinton, G.S. 2004. Herbarium de Geo. B. Hinton, México. Colección Particular. Base de datos Remib-Conabio. Galeana, Nuevo León.
26. Lira, S.R. 2001. Estado actual y fitogeografía de las especies de la familia Cucurbitaceae endémicas de México. Unidad de Biología, Tecnología y Prototipos, Facultad de Estudios Superiores-Iztacala, unam, Base de datos Remib-Conabio. Tlalnepantla, Estado de México.
27. Panero, J.L. 2004. Colección de ejemplares tipo del Herbario de la Universidad de Texas. Herbarios LL y TEX, Universidad de Texas. Base de datos Remib-Conabio, Austin, Texas, EUA.
28. Rodríguez, J.C. 1995. Estudio monográfico del género *Echinopepon* Naud. (Cucurbitaceae) en México. Herbario ENCB, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional. Base de datos Remib-Conabio, México.
29. Romero R.S. 1998. Estudio taxonómico del género *Quercus* (Fagaceae) en el Estado de México, México. Unidad de Biología, Tecnología y Prototipos, Facultad de Estudios Superiores-Iztacala, unam. Base de datos Remib-Conabio. Tlalnepantla, Estado de México.
30. Vázquez, Y.C. 1999. Colección de árboles y arbustos nativos para la restauración ecológica y reforestación de México. Instituto de Ecología, unam. Base de datos snib-Remib-Conabio, proyecto J084, México.
31. Villaseñor, R.J.L. 2002. Árboles de la Península de Yucatán, flora del distrito de Tehuantepec, Oaxaca y familia Asteraceae en México. Instituto de Biología, unam. Base de datos snib-Remib-Conabio, proyectos U004, M056, P089 y Q069, México.
32. w3TROPICOS. 2002. Herbario MO. Base de datos Remib-Conabio. Jardín Botánico de Missouri, División de Investigación, St. Louis, Missouri, EUA.

Proyectos consultados en el Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (snib)

1. Aluja S., M.R. 1999. Inventario e identificación de reservorios de parasitoides nativos de moscas de la fruta (Díptera: Tephritidae) en el estado de Veracruz. Departamento de Ecología y Comportamiento Animal. Instituto de Ecología, A.C., bases de datos snib-Conabio, proyecto H296, México.
2. Aragón A., L. 2001. Etapa final de la captura y catalogación del Herbario del Instituto de Ecología, A.C. Centro Regional del Bajío. División de Vegetación y Flora. Instituto de Ecología, A.C. Bases de datos snib-Conabio, proyecto Q017, México.
3. Arreguín S., M.L. 1998. Base de datos de ejemplares tipo de plantas vasculares del Herbario de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, ipn. Laboratorio de Botánica Fanerogámica. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional. Bases de datos snib-Conabio, proyecto G006, México.
4. Azpíroz R., H.S. 1998. Evaluación de la resistencia a la roya (*Uromyces appendiculatus*) en poblaciones silvestres y cultivadas de frijol, mediante el empleo de marcadores genéticos moleculares. Campo Experimental Valle de México. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias, Sagar. Bases de datos snib-Conabio, proyecto G027, México.
5. Balleza C., J.J. 2000. Flora del Cerro de Piñones, Juchipila, Zacatecas, México. Herbario UAZ. Universidad Autónoma de Zacatecas. Bases de datos snib-Conabio, proyecto L114. México.
6. Baltazar M., B. 1998. Diversidad genética del cultivo del chile (*Capsicum* spp.) determinada por isoenzimas y RFLP tipos: serrano, jalapeño, manzano y silvestres en su área de distribución. Instituto de Recursos Genéticos y Productividad, Colegio de Postgraduados. Bases de datos snib-Conabio, proyecto G026, México.
7. Barajas M., J. 2001. Base de datos para la xiloteca del Instituto de Biología de la unam. Departamento de Botánica. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos snib-Conabio, proyecto T004, México.
8. Bárcenas P., G. 2000. Banco de información sobre características tecnológicas de maderas mexicanas. Departamento de Productos Forestales y Conservación. Instituto de Ecología, A.C. Bases de datos snib-Conabio, proyecto K015, México.
9. Barrios R., M.A. 1998. Estudio florístico de la Sierra de Pachuca, Hidalgo, México. Laboratorio de Botánica Fanerogámica. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional. Bases de datos snib-Conabio, proyecto G014, México.
10. Berlin, B. 1999. La etnobiología de los recursos nutritivos en las comunidades tzeltales en Los Altos de Chiapas. Departamento de Ecología y Sistemática Terrestre. El Colegio de la Frontera Sur. Bases de datos snib-Conabio, proyecto M001, México.
11. Bonilla B., J.R. 1999. Flora acuática vascular del estado de Morelos, México. Laboratorio de Hidrobotánica, Centro de Investigaciones Biológicas. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Bases de datos snib-Conabio, proyecto H141, México.
12. Bonilla B., J.R. 2002. Flora acuática vascular de las

regiones hidrológicas R66 (Lagos Cráter del Nevado de Toluca) y R67 (Río Amacuzac-Lagunas de Zempoala), México. Laboratorio de Hidrobotánica, Centro de Investigaciones Biológicas. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto S058, México.

13. Bonilla B., J.R. 2003. Flora acuática vascular del área focal Felipe Carrillo Puerto, Corredor Biológico Sian Ka'an-Calakmul, Quintana Roo, México. Laboratorio de Hidrobotánica, Centro de Investigaciones Biológicas. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto Y025, México.
14. Bravo M., C. 1999. Inventario nacional de especies vegetales y animales de uso artesanal. Asociación Mexicana de Arte y Cultura Popular, A.C. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto J002, México.
15. Búrquez M., J.A. 1999. Diversidad vegetal en un gradiente en la Sierra Madre Occidental: flora y vegetación de la región de San Javier y Yécora, Sonora. Departamento de Ecología Funcional. Instituto de Ecología, Estación Regional Noroeste, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto H122, México.
16. Bye B., R. 1998. Biodiversidad de *Datura* (Solanaceae) en México. Jardín Botánico. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto P088, México.
17. California Academy of Sciences. 2001. Datos de especímenes del género *Opuntia* en México y EUA del Herbario CAS. Botany Department, California Academy of Sciences. California, EUA.
18. Cárdenas R., F.A. 1997. Catálogo para la utilización, conservación y disponibilidad de *Phaseolus* en México. Campo Experimental Valle de México. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias, Sagar. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto P047, México.
19. Castillo C., G. 2000. Diversidad y riqueza vegetal de los substratos rocosos del centro del estado de Veracruz. Departamento de Ecología Vegetal. Instituto de Ecología, A.C. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto L228, México.
20. Castillo H., J.J. 1999. Las orquídeas de la Reserva de la Biosfera El Triunfo. Departamento de Áreas Naturales. Instituto de Historia Natural del Estado de Chiapas. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto H297, México.
21. Ceballos G., G.J. 1997. Diversidad biológica y conservación del ecosistema de los perros de la pradera (*Cymomys ludovicianus*) en México. Laboratorio de Conservación y Manejo de Vertebrados. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto B043, México.
22. Colunga G.M., S.P. 1997. Diversidad y conservación del germoplasma de henequén *Agave fourcroyedes* Lem. y su posible ancestro silvestre *Agave angustifolia* Haw. División de Biología Vegetal. Unidad de Recursos Naturales, Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto B001, México.
23. Contreras J., J.L. 2001. Estudio florístico de la región de Cuetzalan, Puebla. Herbario HUAP. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto L282, México.
24. Cuevas S., J.A. 2002. Computarización de la base de datos del Banco Nacional de Germoplasma Vegetal. Departamento de Fitotecnia. Universidad Autónoma de Chapingo. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto T031, México.
25. Dávila A., P. 1998. Flora del Valle de Tehuacán-Cuicatlán: II Fase. Herbario MEXU. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto F028, México.
26. Dávila A., P. 1998. Flora Novo Galiciana-Gramineae. Herbario MEXU. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto F005, México.
27. Dávila A., P. 2001. Flora ilustrada del Valle de Tehuacán-Cuicatlán: III fase. Herbario MEXU. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto Q014, México.
28. Delgadillo R., J. 2000. Base de datos de la familia Cactaceae de la Península de Baja California, México. Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto J020, México.
29. Delgadillo R., J. 2000. Vegetación y análisis fitogeográfico de la flora vascular de la Sierra de San Pedro Mártir, Baja California. Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto L077, México.
30. Diederik W., J.H. 2000. Ecología y biogeografía de epifitas vasculares de Chiapas, México. Departamento de Ecología y Sistemática Terrestre. El Colegio de la Frontera Sur. Bases de datos SNIB-CONABIO proyecto L050, México.
31. Diego P., N. 1997. Lista florística de la Costa Grande del estado de Guerrero. Laboratorio de Plantas Vasculares. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto B123, México.
32. Dorado R., O.R. 1997. Inventario florístico de la Sierra de Huautla, Morelos. Centro de Educación Ambiental e Investigación Sierra de Huautla. Universidad Autónoma

del Estado de Morelos. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto B054, México.
33. Dredge D., D.M. 1997. Diseño, planeación y manejo sustentable de ecoturismo. Instituto de Ecología, A.C. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto C024, México.
34. Durán G., R. 1997. Distribución de las especies endémicas de la Península de Yucatán. Herbario U Najil Takin Xiw. Unidad de Recursos Naturales, Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto B070, México.
35. Durán G., R. 1998. Base de datos del Herbario del Centro de Investigación Científica de Yucatán. Herbario U Najil Takin Xiw. Unidad de Recursos Naturales, Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto P143, México.
36. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. 2001. Datos de especímenes del género *Opuntia* en México del Herbario ENCB. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional, México.
37. Espejo S., M.A. 1998. Las monocotiledóneas mexicanas, una sinopsis florística. Parte II. Departamento de Biología. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto G016, México.
38. Espejo S., M.A. 1998. Las monocotiledóneas mexicanas, una sinopsis florística. Departamento de Biología. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto P015, México.
39. Espinosa G., F.J. 2003. Malezas introducidas en México. Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto U024, México.
40. Ezcurra R.A., E. 1998. Patrones biogeográficos de las cactáceas columnares de México. Instituto de Ecología, Campus Morelia, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto G003, México.
41. Fernández N., R. 1997. Estudio monográfico de la familia Rhamnaceae en México. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. Instituto Politécnico Nacional. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto B059, México.
42. Fernández N., R. 1999. Computarización del Herbario ENCB. Fase I (base de datos de los ejemplares del Valle de México). Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. Instituto Politécnico Nacional. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto J114, México.
43. Fernández N., R. 2002. Computarización del Herbario ENCB. Fase II. Base de datos de los ejemplares de las familias Burseraceae y Nyctaginaceae y base de datos digitalizada de los ejemplares tipo de plantas vasculares del Herbario de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, IPN. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. Instituto Politécnico Nacional. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto T002, México.
44. Flores G., J.S. 1998. Incremento de los bancos florístico y etnobotánico de la Península de Yucatán. Departamento de Botánica. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Yucatán. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto P112, México.
45. Flores G., J.S. 1999. Actualización del banco de datos florístico de la Península de Yucatán (BAFLOPY). Departamento de Botánica. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Yucatán. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto H146, México.
46. Flores V., O. 1994. Historia natural del Parque Ecológico Estatal de Omiltemi, Chilpancingo, Guerrero, México. Museo de Zoología Alfonso L Herrera. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto A004, México.
47. García A., A. 2000. Florística de la Reserva de la Biosfera de Mapimí. Departamento de Fauna Silvestre. Instituto de Ecología, A.C., Centro Regional Durango. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto L035, México.
48. García C., C.J. 1999. Manual ilustrado de las orquídeas silvestres del estado de Morelos. Herbario AMO. Instituto Chinoín, A.C. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto H043, México.
49. García M., A.J. 2000. Revisión taxonómica del género *Furcraea* (Agavaceae) en México y Guatemala. Jardín Botánico. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto H111, México.
50. García M., A.J. 2003. Revisión de las Agavaceae (*sensu stricto*), Crassulaceae y Liliaceae incluidas en el PROY-NOM-059-ECOL-2000. Jardín Botánico. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto W020, México.
51. García M., A.J. 2003. Sistemática y distribución actual de los *Agave* spp. mezcaleros. Jardín Botánico. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto V029, México.
52. García R., I. 2001. Flora del Parque Nacional Pico de Tancítaro, Michoacán. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR), Unidad Michoacán. Instituto Politécnico Nacional. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto H304, México.
53. Gómez S., M. 1997. Flora vascular del cerro El Zamorano. Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto L002, México.

54. González E., M. 1998. Árboles de Chiapas: registro georreferenciado de los ejemplares depositados en el herbario de la Academia de Ciencias de California (CAS). Departamento de Ecología y Sistemática Terrestre. El Colegio de la Frontera Sur. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto F019. México.
55. González E., M. 1998. Florística de áreas protegidas en el estado de Durango. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR), Unidad Durango. Instituto Politécnico Nacional. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto H100, México.
56. González E., M.S. 1998. Base de datos sobre la flora de Durango. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR), Unidad Durango. Instituto Politécnico Nacional. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto P005, México.
57. González L., M. 1998. El género *Festuca* (Poaceae: Pooideae) en México. Instituto de Recursos Naturales, Colegio de Postgraduados. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto P076, México.
58. González M., F. 1998. Lista florística preliminar de Tamaulipas. Departamento de Botánica. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto P092, México.
59. Guadarrama O., M.A. 2000. Flora de la reserva de la biósfera de los Pantanos de Centla en el estado de Tabasco, Méx. Herbario UJAT. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto L138, México.
60. Gutiérrez B., C. 2001. La vegetación y flora de las lagunas de Catazajá-Emiliano Zapata. Herbario Etnobotánico. Centro de Investigaciones Históricas y Sociales, Universidad Autónoma de Campeche. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto R038, México.
61. Hágsater G., E. 1998. Diversidad y conservación de orquídeas de la región de Chimalapa, Oaxaca, México. Herbario AMO. Instituto Chinoín, A.C. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto G024, México.
62. Hágsater G., E. 1999. Estudio taxonómico-florístico de la familia Orchidaceae en el Bajío: tribus Epidendrae y Maxillariae. Herbario AMO. Instituto Chinoín, A.C. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto H098, México.
63. Herbario Nacional de México. 2001. Datos de especímenes del género *Opuntia* en México, EUA y Centroamérica del Herbario MEXU. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
64. Hernández L., L. 1999. Las especies endémicas de plantas en el estado de Jalisco, su distribución y conservación. Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Universidad de Guadalajara. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto J021, México.
65. Hernández S., L.G. 1998. Diversidad florística y endemismo en la Reserva de la Biosfera El Cielo, Tamaulipas, México. Instituto de Ecología y Alimentos, Universidad Autónoma de Tamaulipas. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto P023, México.
66. Herrera A., Y. 1997. Estudio biosistemático del género *Bouteloua* (Poaceae) en México. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR), Unidad Durango. Instituto Politécnico Nacional. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto B061, México.
67. Herrera A., Y. 2001. Manual de las gramíneas de Durango. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR), Unidad Durango. Instituto Politécnico Nacional. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto R035, México.
68. Herrera A., Y. 2005. Estudio taxonómico y base de datos del género *Muhlenbergia* de México. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR), Unidad Durango. Instituto Politécnico Nacional. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto V024, México.
69. Hinton, G. 2004. Colección particular Hinton. Herbarium of Geo. B. Hinton. Base de datos SNIB-Remib-Conabio, Nuevo León, México.
70. Ishiki I., M. 2002. Flora leñosa de la reserva La Selva El Ocote. Departamento de Ecología y Sistemática Terrestre. El Colegio de la Frontera Sur. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto R244, México.
71. Jiménez R., J. 2002. Base de datos de las regiones prioritarias 113 y 120 en los municipios de Zirándaro y Coahuayutla, (Guerrero). Herbario FCME. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto R177, México.
72. Jiménez R., J. 2003. Fusión y actualización de las bases de datos del Herbario de la Facultad de Ciencias, UNAM (FCME), Guerrero. Herbario FCME. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto U008, México.
73. Lebgue K., T. 2001. Flora de las Barrancas del Cobre. Departamento de Recursos Naturales y Ecología. Facultad de Zootecnia, Universidad Autónoma de Chihuahua, Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto R102, México.
74. León G., C. 2001. Manual para la identificación de lianas en el campo. Departamento de Botánica. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto R167, México.
75. León L., J.L. 1998. Inventario florístico en Baja California Sur: Región del Cabo e islas adyacentes. División de Biología Terrestre. Centro de Investigaciones Biológicas

del Noroeste, S.C. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto P127, México.
76. León L., J.L. 1999. Inventarios florísticos en Baja California Sur (II): vegetación costera. División de Biología Terrestre. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto H181, México.
77. Levy T., S.I. 1999. Contribución al conocimiento de la flora útil de la Selva Lacandona. Conservación Internacional México, A.C. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto M002, México.
78. Lira S., R. 1998. Inventario florístico y base de datos de la familia Cucurbitaceae en México. Herbario MEXU. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO proyecto P097, México.
79. Lira S., R. 2001. Estado actual y fitogeografía de las especies de la familia Cucurbitaceae endémicas de México. Departamento de Botánica. Escuela Nacional de Estudios Profesionales-Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto Q010, México.
80. Lorea H., F.G. 2000. Actualización de las bases de datos del Herbario del Instituto de Ecología, A.C. (XAL). Herbario XAL. Instituto de Ecología, A.C. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto K004, México.
81. Lorea H., F.G. 2000. Diversidad y distribución de la familia Lauraceae en el sureste de México. Herbario XAL. Instituto de Ecología, A.C. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto L090, México.
82. Luna V., M.I. 1997. Florística y biogeografía de algunos bosques mesófilos de la Huasteca hidalguense: fase I (Tenango de Doria y Tlanchinol). Herbario FCME. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto B133, México.
83. Luna V., M.I. 1999. Florística y biogeografía de algunos bosques mesófilos de la Huasteca hidalguense: fase II (Tlahuelompa y Eloxochitlán). Herbario FCME. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto H102, México.
84. Luna V., M.I. 2000. Florística y biogeografía de algunos bosques mesófilos de la Huasteca hidalguense: fase III (Chapulhuacán y Pisaflores). Herbario FCME. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto L091, México.
85. Mandujano S., M.C. 2003. Clasificación de tres especies endémicas de *Mammillaria* dentro del PROY-NOM-ECOL-059-2000. Departamento de Ecología Evolutiva. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto W031, México.
86. Martínez A., J.G. 1998. Inventario florístico de las cactáceas del estado de Tamaulipas, México. Instituto de Ecología y Alimentos, Universidad Autónoma de Tamaulipas. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto P120, México.
87. Martínez D.S, M. 1998. Inventario florístico de la Sierra de San Carlos, Tamps. Instituto de Ecología y Alimentos, Universidad Autónoma de Tamaulipas. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto P024, México.
88. Martínez D.S, M. 1999. Flora acuática de Querétaro. Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto H076, México.
89. Martínez D.S, M. 2000. Flora y vegetación de la Sierra de San Carlos en el municipio de San Nicolás, Tamaulipas. Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto L029, México.
90. Martínez P., J.L. 1999. Flora genérica de las gramíneas del estado de Tlaxcala. Centro de Investigación en Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Tlaxcala. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto H148, México.
91. Martínez R., M. 1997. Investigaciones sobre recursos no maderables de México: biología evolutiva y conservación de plantas del género *Chamaedorea*. Departamento de Botánica. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto B024, México.
92. Meave C., J.A. 1998. Estudio de la diversidad florística en la región de la Chinantla, Sierra Norte de Oaxaca. Laboratorio de Ecología. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto P069, México.
93. Meave C., J.A. 1998. Estudio ecológico-florístico de los enclaves de vegetación xerofítica inmersos en una selva baja caducifolia en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca. Laboratorio de Ecología. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto G018, México.
94. Meave C., J.A. 2000. Caracterización biológica del Monumento Natural Yaxchilán como un elemento fundamental para el diseño de su plan rector de manejo. Laboratorio de Ecología. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto M099, México.
95. Meave C., J.A. 2000. Estudio de la diversidad florística de la región de Nizanda en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca. Laboratorio de Ecología. Facultad de Ciencias,

Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos snib-Conabio, proyecto L085, México.
96. Mora O., A. 2003. Flora vascular acuática de la cuenca del Río Tamesí. Instituto de Ecología y Alimentos. Universidad Autónoma de Tamaulipas. Bases de datos snib-Conabio, proyecto S078, México.
97. Muñíz M., R. 2001. Vertebrados terrestres de San Juan de Camarones, Durango. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR), Unidad Durango. Instituto Politécnico Nacional. Bases de datos snib-Conabio, proyecto R008, México.
98. New York Botanical Garden. 1998. Datos de ejemplares mexicanos del Herbario NY. Base de datos enviada por P. Holmgren. New York Botanical Garden. Nueva York, EUA.
99. Novelo R., A. 2000. Inventario de la vegetación acuática vascular de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, Tabasco. Herbario MEXU. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos snib-Conabio, proyecto L222, México.
100. Novelo R., A. 2002. Inventario de la vegetación acuática vascular de cuatro regiones hidrológicas prioritarias del centro de México. Herbario MEXU. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos snib-Conabio, proyecto S133, México.
101. Novelo R., A. 2004. Computarización de la colección de plantas acuáticas mexicanas del Herbario Nacional (MEXU), 2da Etapa. Herbario MEXU. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos snib-Conabio, proyecto AC003, México.
102. Novelo R., A. 2004. Computarización de la colección de plantas acuáticas mexicanas del Herbario Nacional (MEXU). Herbario MEXU. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos snib-Conabio, proyecto V006, México.
103. Novelo R., A. 2005. Computarización de la colección de plantas acuáticas mexicanas del Herbario Nacional (MEXU), 3a Etapa. Herbario MEXU. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos snib-Conabio, proyecto BE023, México.
104. Núñez F., J. 1997. Estudio ecológico y genético de las poblaciones de *Rhizophora mangle* en México. Laboratorio de Genética, Ecología y Evolución. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos snib-Conabio, proyecto B007, México.
105. Núñez F., J. 1998. Estudio genético de las poblaciones de *Rhizophora mangle* en México. Laboratorio de Genética, Ecología y Evolución. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos snib-Conabio, proyecto B214, México.
106. Ortega E., F. 1997. Computarización de la xiloteca Dr. Faustino Miranda del Instituto de Ecología, A.C. Laboratorio de Ciencia y Tecnología de la Madera. Centro Regional del Bajío, Instituto de Ecología, A.C. Bases de datos snib-Conabio, proyecto B201, México.
107. Panero, J.L. 2003. Catálogo electrónico de especímenes depositados en el Herbario de la Universidad de Texas en Austin, fase IV. Herbarium. The University of Texas. Bases de datos snib-Conabio, proyecto AE013, México.
108. Peñalba G., M.C. 1999. Flora polínica de las llanuras de Sonora, al sur de Hermosillo. Departamento de Ecología Funcional. Instituto de Ecología, Estación Regional Noroeste, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos snib-Conabio, proyecto H189, México.
109. Quero R., H. 2000. El complejo Brahea-Erythea (Palmae: Coryphoideae). Jardín Botánico. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos snib-Conabio, proyecto L216, México.
110. Rebman, J.P. 2001. Datos de especímenes del género *Opuntia* en México y EUA del Herbario SD. San Diego Natural History Museum. California, EUA.
111. Rendón A., B. 2000. Flora útil del municipio de la Huerta, Jalisco. Laboratorio de Genética, Ecología y Evolución. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos snib-Conabio, proyecto L255, México.
112. Reygadas P., D.D. 1999. Sistema de apoyo a la toma de decisiones para la reforestación rural en México. Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Conservación y Mejoramiento de Ecosistemas Forestales. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias, Sagar. Bases de datos snib-Conabio, proyecto J063, México.
113. Rico A., L. 2001. Datos de ejemplares de la familia Leguminosae. Herbario K. Royal Botanic Gardens, Kew. Londres, Reino Unido.
114. Riemann G., H. 1999. Riqueza y distribución de especies vegetales en la Península de Baja California. Departamento de Estudios Urbanos y del Medio Ambiente. El Colegio de la Frontera Norte, A.C. Bases de datos snib-Conabio, proyecto H016, México.
115. Rodríguez C., A. 1999. Estudio sistemático y ecológico del género *Tigridia* (Iridaceae). Departamento de Botánica y Zoología, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Universidad de Guadalajara. Bases de datos snib-Conabio, proyecto J089, México.
116. Rodríguez C., A. 2003. Evaluación de las categorías de protección de la familia Iridaceae. Departamento de Botánica y Zoología, Centro Universitario de Ciencias

Biológicas y Agropecuarias. Universidad de Guadalajara. Bases de datos snib-Conabio, proyecto W032, México.
117. Rodríguez J., C. 1998. Estudio monográfico del género *Echinopepon* Naud. (Cucurbitaceae) en México. Departamento de Botánica, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. Instituto Politécnico Nacional. Bases de datos snib-Conabio, proyecto P003, México.
118. Romero R., S. 1997. Estudio taxonómico del género *Quercus* (Fagaceae) en el Estado de México. Departamento de Botánica. Escuela Nacional de Estudios Profesionales-Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos snib-Conabio, proyecto H323, México.
119. Royal Botanic Gardens, Kew. 2001. Programa de Repatriación Conacyt-Conabio. Base de datos snib-Remib-Conabio. Londres, Reino Unido.
120. Sánchez E., J. 1997. Modernización del Herbario de la Universidad de Sonora. Departamento de Investigaciones Científicas y Tecnológicas. Universidad de Sonora. Bases de datos snib-Conabio, proyecto B047, México.
121. Santana M., F. 1998. Flora de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, Jalisco-Colima, México. Instituto Manantlán de Ecología y Conservación de la Biodiversidad, Universidad de Guadalajara. Bases de datos snib-Conabio, proyecto A007, México.
122. Skovmand, B. 1997. Colección, preservación y caracterización de cultivares criollos de origen español de trigo y centeno de México. Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo. Bases de datos snib-Conabio, proyecto E001, México.
123. Solano C., E. 1998. Sistemática del género *Polianthes* L. (Agavaceae). Herbario FEZA. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos snib-Conabio, proyecto H230, México.
124. Sosa O., V. 1998. Recuento de la diversidad florística de Veracruz. División de Vegetación y Flora. Instituto de Ecología, A.C. Bases de datos snib-Conabio, proyecto P011, México.
125. Soto A., M.A. 2001. Diversidad de orquídeas en la región El Momón-Margaritas-Montebello, Chiapas, México. Herbario AMO. Instituto Chinoín, A.C. Bases de datos snib-Conabio, proyecto R225, México.
126. Soto E., M. 1999. Preservación e interpretación de las notas de campo del Dr Faustino Miranda. Departamento de Investigación y Diagnóstico Regional. Instituto de Ecología, A.C. Bases de datos snib-Conabio, proyecto P110, México.
127. Sousa S., M. 2000. Colecta botánica: área maya región de la Reserva Calakmul, Campeche. Herbario MEXU. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos snib-Conabio, proyecto M004, México.
128. Sousa S., M. 2003. Inventario florístico de la Reserva de la Biosfera La Sepultura del Corredor Biológico Sierra Madre del Sur. Herbario MEXU. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos snib-Conabio, proyecto Y003, México.
129. Sousa S., M. 2005. Inventario florístico de la Reserva de la Biosfera La Sepultura del Corredor Biológico Sierra Madre del Sur. Fase II. Herbario MEXU. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos snib-Conabio, proyecto BE005, México.
130. Téllez V., O. 1998. Inventario florístico y base de datos de la Reserva Ecológica Sierra de San Juan, Nayarit, México. Herbario MEXU. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos snib-Conabio, proyecto P083, México.
131. Téllez V., O. 2000. Base de datos de la flora de la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, Jalisco, México. Herbario MEXU. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos snib-Conabio, proyecto L289, México.
132. Téllez V., O. 2003. Bases de datos del proyecto análisis de la riqueza y el endemismo de la flora de México, con fines de su conservación, usando grupos y métodos selectos. Herbario MEXU. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos snib-Conabio, proyecto T019, México.
133. Terrazas S., T. 2000. Filogenia de las cactáceas columnares (Pachycereeae) con base en caracteres anatómico-morfológicos. Instituto de Recursos Naturales, Colegio de Postgraduados. Bases de datos snib-Conabio, proyecto L074, México.
134. Torre de la A., R. 2001. Inventario fitopatológico de las especies vegetales dominantes en la región de Zapotitlán de las Salinas, Pue.. Unidad de Biotecnología y Prototipos. Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos snib-Conabio, proyecto R013, México.
135. Torres C., J. 2000. Inventario y monitoreo del Canal de Infiernillo para el comanejo de los recursos marinos en el territorio seri, Golfo de California. Conservación Internacional México, A.C. Bases de datos snib-Conabio, proyecto L179, México.
136. Valdés R., J. 1998. Base de datos de las gramíneas (Poaceae) del noreste de México. Departamento de Botánica. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Bases de datos snib-Conabio, proyecto G029, México.

137. Valdez H., J.I. 2002. Flora vascular de los manglares de Marismas Nacionales, estado de Nayarit. Instituto de Recursos Naturales, Colegio de Postgraduados. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto S131, México.
138. Vázquez Y., C. 1999. Árboles mexicanos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Laboratorio de Ecología Fisiológica. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto J084, México.
139. Vega A., R. 1997. Flora del municipio de Culiacán, Sinaloa. Facultad de Agronomía, Universidad Autónoma de Sinaloa. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto B022, México.
140. Vega A., R. 2000. Catálogo y base de datos preliminar de la flora de Sinaloa. Facultad de Agronomía, Universidad Autónoma de Sinaloa. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto L057, México.
141. Velázquez M., J.A. 1998. Análisis de la heterogeneidad ambiental y conectividad de las áreas naturales del sur del Valle de México. Laboratorio de Biogeografía y Sinecología. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto B144, México.
142. Vibrans L., H. 2004. Plantas exóticas del centro de México y obtención de imágenes para una flora virtual de malezas. Colegio de Postgraduados. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto U019, México.
143. Villaseñor R., J.L. 2002. Actualización de las bases de datos de los proyectos M056, P089 y Q069 y la familia Asteraceae en México. Fase II. Tribus Tageteae y Vernonieae. Herbario MEXU. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto U004, México.
144. Villaseñor R., J.L. 2003. La familia Asteraceae en México, fase III. Departamento de Botánica. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto V040, México.
145. Villaseñor R., J.L. 2004. La familia Asteraceae en México, fase IV. Departamento de Botánica. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto BE007, México.
146. Vovides P., A.P. 1997. Actualización de las bases de datos de colecciones, especies en peligro de extinción, colecta y propagación de germoplasma. Departamento de Sistemática Vegetal. Instituto de Ecología, A.C. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto B140, México.

Proyectos consultados para los análisis marino-costeros (la información de los proyectos puede consultarse en <*www.conabio.gob.mx/proyectos*>)

A003, A026, AA001, AA004, AA013, AS018, B007, B010, B012, B015, B019, B021, B022, B027, B040, B041, B047, B054, B057, B072, B084, B086, B094, B113, B114, B123, B128, B131, B142, B201, B214, BA004, BA007, BC005, BE013, C004, E002, E009, E018, F019, G001, G002, G008, G010, G035, G036, H007, H011, H016, H022, H028, H031, H035, H040, H061, H068, H136, H142, H146, H170, H176, H181, H191, H233, H258, H259, H315, H324, J001, J010, J084, J121, J123, K004, K056, L047, L057, L070, L136, L138, L179, L222, L245, L255, L289, L313, M038, M039, M040, M068, M135, P007, P011, P015, P017, P020, P025, P028, P044, P052, P060, P085, P092, P103, P104, P105, P110, P112, P127, P130, P132, P140, P143, Q017, Q028, R196, S039, S063, S067, S074, S079, S087, S088, S097, S102, S109, S110, S124, S131, S141, S147, S151, S166, T004, T022, T023, T028, U004, V005, V006, V049, W006, Y008.

Apéndice 16.4

Lista de los elementos de la biodiversidad incorporados en la detección de sitios prioritarios. Se muestran los criterios de evaluación como filtros finos y las metas de conservación utilizadas en el análisis con el programa Marxan

Filtros finos

ID Marxan	Especie	Endemismo Sí/No	Restricción Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	NOM E, P, A, Pr 25/25/15/—	UICN CR/EN/VU 15/10/5	Cites I/II 10/5	Meta (%)
			Agaves NOM-059				
1002	*Agave nizandensis*	Sí	4	P			40
1001	*Agave dasylirioides*	Sí	3	A			30
1013	*Beaucarnea recurvata*	Sí	2	A			30
1016	*Furcraea macdougallii*	Sí		E			30
1003	*Agave chiapensis*	Sí	1	Pr			10
1005	*Agave peacockii*	Sí	3	Pr			10
1006	*Agave polianthiflora*	Sí		A			10
1010	*Beaucarnea goldmanii*	Sí		A			10
1011	*Beaucarnea gracilis*	Sí		A			10
1012	*Beaucarnea pliabilis*	Sí		A			10
1014	*Beaucarnea stricta*	Sí		A			10
1017	*Manfreda brunnea*	Sí		A			10
1004	*Agave ornithobroma*	Sí		Pr			5
1009	*Beschorneria calcicola*	Sí		Pr			5
1008	*Beschorneria tubiflora*	No	4	Pr			5
1015	*Beschorneria wrightii*	Sí		Pr			5
1018	*Polianthes densiflora*	Sí		Pr			5
1019	*Polianthes howardii*	Sí		Pr			5
1020	*Polianthes longiflora*	Sí		Pr			5
1021	*Polianthes palustris*	Sí		Pr			5
1022	*Polianthes platyphylla*	Sí		Pr			5
1023	*Yucca lacandonica*	No		A			5
1007	*Beschorneria albiflora*	No		Pr			0
			Plantas NOM-059				
7029	*Ceratozamia norstogii*	Sí	4	P	CR		40
7009	*Astrophytum myriostigma*	Sí	2	A		II	30
7023	*Barkeria skinneri*	Sí	4	Pr		II	30
7045	*Chamaedorea tenella*	Sí	2	P			30
7050	*Dioon spinulosum*	Sí		P	VU		30
7068	*Fouquieria fasciculata*	Sí		A		I	30
7079	*Hydrangea nebulicola*	Sí	3	P			30

ID Marxan	Especie	Endemismo	Restricción	NOM	UICN	Cites	Meta (%)
		Sí/No	Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	E, P, A, Pr 25/25/15/—	CR/EN/VU 15/10/5	I/II 10/5	
7085	*Louteridium parayi*	No	4	P			30
7094	*Mammillaria solisioides*	Sí	2	A		II	30
7116	*Oncidium incurvum*	Sí	2	A		II	30
7112	*Oncidium stramineum*	Sí	2	A		II	30
7115	*Opuntia bravoana*	Sí	4	Pr		II	30
7133	*Rossioglossum grande*	No	4	P		II	30
7162	*Tillandsia pueblensis*	Sí	1	A			30
7166	*Zamia fischeri*	Sí		A	EN		30
7169	*Zea diploperennis*	Sí	1	A			30
7173	*Zea perennis*	Sí		P			30
7001	*Albizia plurijuga*	No		A	EN		10
7008	*Alfaroa mexicana*	Sí	1	Pr	VU		10
7014	*Amoreuxia wrightii*	No		P			10
7011	*Anthurium podophyllum*	No	2	A			10
7003	*Aporocactus flagelliformis*	Sí		Pr		II	10
7010	*Astrophytum ornatum*	Sí		A		II	10
7020	*Brahea berlandieri*	Sí	2	Pr			10
3005	*Brahea edulis*	Sí		Pr	EN		10
7027	*Cattleya skinneri*	No		A		I	10
7028	*Ceratozamia mexicana*	Sí		A	VU		10
3020	*Coccothrinax readii*	Sí		A			10
7042	*Chamaedorea klotzschiana*	Sí	4	Pr			10
7030	*Chamaedorea oreophila*	Sí		A			10
3019	*Chamaedorea pochutlensis*	Sí		A			10
7032	*Chamaedorea schiedeana*	Sí		A			10
7049	*Dioon edule*	Sí		A	NT		10
7061	*Echinocereus lindsayi*	No	1	P		II	10
7058	*Eichhornia azurea*	No		P			10
7057	*Encyclia adenocaula*	Sí		A		II	10
7059	*Epidendrum cnemidophorum*	No	3	A		II	10
7070	*Ferocactus chrysacanthus*	Sí		A		II	10
7072	*Ferocactus johnstonianus*	Sí		Pr		II	10
7074	*Ferocactus viridescens*	Sí		A		II	10
7067	*Fosteria oaxacana*	No	1	A			10
3032	*Gaussia maya*	No	4	A	VU		10
3033	*Geonoma oxycarpa*	No	1	A			10
7080	*Hampea montebellensis*	No	3	A	EN		10
7077	*Heteranthera mexicana*	No		P			10
7086	*Laelia speciosa*	Sí		Pr		II	10

ID Marxan	Especie	Endemismo	Restricción	NOM	UICN	Cites	Meta (%)
		Sí/No	Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	E, P, A, Pr 25/25/15/—	CR/EN/VU 15/10/5	I/II 10/5	
7087	*Magnolia dealbata*	No		P	EN		10
7088	*Mammillaria albicans*	Sí	1	Pr		II	10
7099	*Mammillaria blossfeldiana*	Sí		Pr		II	10
7100	*Mammillaria dixanthocentron*	Sí		Pr		II	10
7101	*Mammillaria evermanniana*	Sí		Pr		II	10
7102	*Mammillaria gaumeri*	Sí	3	Pr		II	10
7098	*Mortoniodendron guatemalense*	No		P			10
7109	*Nymphaea gracilis*	Sí		A			10
7110	*Olmeca recta*	No	3	P			10
7111	*Omiltemia longipes*	Sí	3	Pr			10
7121	*Oncidium tigrinum*	Sí		A		II	10
7113	*Ormosia isthmensis*	No		P			10
7118	*Ormosia macrocalyx*	No		P			10
7130	*Populus guzmanantlensis*	Sí		Pr	EN		10
3053	*Pseudophoenix sargentii*	No	4	A			10
7146	*Sabal uresana*	Sí		Pr	VU		10
7134	*Sagittaria macrophylla*	Sí		A			10
7142	*Salvia manantlanensis*	Sí	4	Pr			10
7144	*Selaginella porphyrospora*	No		P			10
7137	*Stanhopea tigrina*	Sí		A		II	10
7138	*Stenocereus eruca*	Sí		A		II	10
7143	*Stenocereus martinezii*	Sí		Pr		II	10
7149	*Tigridia bicolor*	Sí	2	Pr			10
7151	*Tilia mexicana*	No		P			10
7159	*Tillandsia lampropoda*	No	2	A			10
7165	*Vanilla planifolia*	Sí		Pr		II	10
7167	*Zamia furfuracea*	Sí		A	VU		10
7012	*Alsophila salvinii*	No	4	Pr			5
7005	*Ariocarpus retusus*	No	1	Pr		II	5
7006	*Asplenium auritum*	No		A			5
7013	*Asplenium serratum*	No		A			5
7015	*Bouvardia capitata*	No	3	Pr			5
7022	*Bouvardia erecta*	No		A			5
7016	*Bouvardia loesneriana*	No	4	Pr			5
3008	*Brahea aculeata*	No			VU		5
7017	*Brahea moorei*	Sí		Pr			5
7018	*Brahea nitida*	No		Pr	VU		5
7024	*Calophyllum brasiliense rekoi*	No		A			5
7044	*Campyloneurum phyllitides*	No		A			5

ID Marxan	Especie	Endemismo	Restricción	NOM	UICN	Cites	Meta (%)
		Sí/No	Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	E, P, A, Pr 25/25/15/—	CR/EN/VU 15/10/5	I/II 10/5	
7043	*Castilleja mcvaughii*	No	3	Pr			5
7034	*Coryphantha delicata*	Sí		Pr			5
7035	*Coryphantha melleospina*	No	3			II	5
7046	*Croton wilburi*	No	3	Pr			5
7037	*Crusea hispida grandiflora*	No	1	Pr			5
3010	*Cryosophila argentea*	No		A			5
3022	*Cryosophila nana*	No		A	LR		5
7041	*Cypripedium irapeanum*	No		A		II	5
3013	*Chamaedorea elatior*	No		A			5
3014	*Chamaedorea ernesti-augusti*	No		A			5
3018	*Chamaedorea pinnatifrons*	No		A			5
7031	*Chamaedorea sartorii*	No		A			5
7047	*Dahlia scapigera*	Sí		Pr			5
7052	*Dendrosida breedlovei*	No		A			5
7048	*Dieffenbachia seguine*	No		A			5
7053	*Digitaria paniculata*	No	2	Pr			5
7051	*Dipsacozamia mexicana*	Sí					5
7063	*Echinocactus platyacanthus*	No		Pr		II	5
7062	*Echinodorus nymphaeifolius*	No		A			5
7065	*Echinodorus tenellus*	No		A			5
7064	*Enterolobium schomburgkii*	No		A			5
7055	*Epidendrum cerinum*	No	3	Pr		II	5
7060	*Epidendrum incomptoides*	Sí		Pr			5
7056	*Epithelantha micromeris*	No		Pr		II	5
7066	*Ferocactus acanthodes*	No				II	5
7071	*Ferocactus histrix*	No		Pr		II	5
7073	*Ferocactus pilosus*	No		Pr		II	5
7069	*Fouquieria shrevei*	Sí		Pr			5
7075	*Guatteria anomala*	No		A	LR		5
7082	*Licania arborea*	No		A			5
7083	*Lophocereus schottii*	No		Pr		II	5
7103	*Magnolia grandiflora*	No		A			5
7089	*Mammillaria angelensis*	No		Pr		II	5
7090	*Mammillaria brandegeei*	No	3			II	5
7091	*Mammillaria dioica*	No				II	5
7092	*Mammillaria haageana*	No				II	5
7093	*Mammillaria rhodantha*	No	2			II	5
7105	*Monstera tuberculata*	No		A			5
7106	*Nelumbo lutea*	No		A			5

ID Marxan	Especie	Endemismo	Restricción	NOM	UICN	Cites	Meta (%)
		Sí/No	Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	E, P, A, Pr 25/25/15/—	CR/EN/VU 15/10/5	I/II 10/5	
7107	*Nuphar luteum*	No		A			5
7108	*Nymphaea mexicana*	No		A			5
7117	*Oncidium leucochilum*	No		A		II	5
7122	*Oncidium unguiculatum*	No		A		II	5
7119	*Opuntia rosarica*	No	2	Pr		II	5
7114	*Oserya coulteriana*	Sí		Pr			5
7127	*Pleurothallis endotrachys*	No		Pr		II	5
7131	*Polypodium triseriale*	No		A			5
7132	*Prosthechea vitellina*	No	4	Pr			5
7125	*Psilotum complanatum*	No		A			5
7128	*Pterocereus gaumeri*	Sí		Pr			5
3070	*Sabal pumos*	No		Pr	VU		5
7135	*Schizaea elegans*	No		A			5
7140	*Sessilanthera heliantha*	Sí		Pr			5
7136	*Stanhopea oculata*	No		A		II	5
7147	*Tetrorchidium rotundatum*	No		A			5
7148	*Thelocactus bicolor*	No		A		II	5
3074	*Thrinax radiata*	No		A			5
7156	*Tigridia huajuapanensis*	Sí		Pr			5
7161	*Tigridia orthantha*	No	1	Pr			5
7153	*Tillandsia concolor*	No		A			5
7157	*Tillandsia imperialis*	No		A			5
7163	*Tillandsia seleriana*	No		A			5
7164	*Tillandsia tricolor*	No		A			5
7160	*Triglochin mexicanum*	No		A			5
7152	*Tripsacum zopilotense*	Sí		Pr			5
7172	*Zamia loddigesii*	No		A	NT		5
7171	*Zinnia violacea*	No		A			5
7002	*Alsophila firma*	No		Pr			0
7004	*Arbutus occidentalis*	No		Pr			0
7007	*Asclepias mcvaughii*	No		Pr			0
7019	*Bactris balanoidea*	No		Pr			0
7021	*Bursera bonetii*	No		Pr			0
7025	*Calochortus nigrescens*	No		Pr			0
7026	*Catopsis berteroniana*	No		Pr			0
7033	*Cnemidaria decurrens*	No		Pr			0
7036	*Crusea coronata*	No		Pr			0
7039	*Cyathea bicrenata*	No		Pr			0
7038	*Cyathea divergens*	No		Pr			0

ID Marxan	Especie	Endemismo	Restricción	NOM	UICN	Cites	Meta (%)
		Sí/No	Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	E, P, A, Pr 25/25/15/—	CR/EN/VU 15/10/5	I/II 10/5	
7040	*Cyathea fulva*	No		Pr			0
7054	*Dahlia tenuicaulis*	No		Pr			0
7076	*Gentiana spathacea*	No		Pr			0
7081	*Hamelia rovirosae*	No		Pr			0
7078	*Hoffmannia chiapensis*	No		Pr			0
7084	*Louteridium mexicanum*	No		Pr			0
7095	*Marattia laxa*	No		Pr			0
7096	*Marattia weinmanniifolia*	No		Pr			0
7097	*Mayaca fluviatilis*	No		Pr			0
7104	*Muhlenbergia jaliscana*	No		Pr			0
7120	*Olneya tesota*	No		Pr			0
7129	*Pedicularis glabra*	No		Pr			0
7126	*Periptera ctenotricha*	No		Pr			0
7123	*Periptera macrostelis*	No		Pr			0
7124	*Podocarpus matudai*	No		Pr			0
3068	*Reinhardtia gracilis*	No		Pr			0
7145	*Sloanea terniflora*	No		Pr			0
7141	*Sphaeropteris horrida*	No		Pr			0
7139	*Symplocos coccinea*	No		Pr			0
7155	*Taxus globosa*	No		Pr			0
7154	*Tillandsia festucoides*	No		Pr			0
7170	*Zigadenus virescens*	No					0
Árboles NOM-059							
3061	*Pinus maximartinezii*	Sí	3	P	EN		40
3023	*Cupressus guadalupensis*	Sí		P	VU		30
3057	*Pinus culminicola*	Sí	2	Pr	EN		30
3064	*Pinus rzedowskii*	Sí	3	Pr	EN		30
3003	*Abies guatemalensis*	No		P	VU		10
3007	*Beaucarnea pliabilis*	Sí		A			10
3009	*Bursera arborea*	Sí		A			10
3011	*Calocedrus decurrens*	No	2	A			10
3026	*Cyathea costaricensis*	No		P			10
3017	*Chiranthodendron pentadactylon*	No	1	A			10
3028	*Dalbergia congestiflora*	No		P			10
3029	*Dalbergia granadillo*	No		P			10
3030	*Diospyros riojae*	No		P	EN		10
3042	*Litsea glaucescens*	No		P			10
3045	*Magnolia iltisiana*	No	3	A	VU		10
3044	*Magnolia schiedeana*	No		A	EN		10

ID Marxan	Especie	Endemismo	Restricción	NOM	UICN	Cites	Meta (%)
		Sí/No	Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	E, P, A, Pr 25/25/15/—	CR/EN/VU 15/10/5	I/II 10/5	
3046	*Opuntia excelsa*	Sí		Pr		II	10
3056	*Pinus catarinae*	Sí	4	Pr			10
3060	*Pinus johannis*	Sí	2	Pr			10
3052	*Pinus muricata*	No	1	P	LR		10
3062	*Pinus nelsonii*	Sí		Pr	VU		10
3050	*Platymiscium lasiocarpum*	No		P			10
3001	*Abies concolor*	No	2	Pr			5
3002	*Acer negundo mexicanum*	Sí		Pr			5
3006	*Balmea stormae*	No		Pr		I	5
3027	*Cyathea horrida*	No	3				5
3031	*Erythrina coralloides*	No		A			5
3034	*Guaiacum sanctum*	No		Pr	EN	II	5
3035	*Hibiscus spiralis*	No		A			5
3036	*Juglans major*	No		A			5
3037	*Juglans pyriformis*	No		A			5
3040	*Juniperus monticola compacta*	No	4	Pr			5
3041	*Juniperus monticola monticola*	No	4	Pr			5
3043	*Mastichodendron capiri*	No		A			5
3063	*Pinus pinceana*	Sí		Pr	LR		5
3067	*Pseudotsuga macrolepis*	No	4	Pr			5
3071	*Sapium macrocarpum*	No		A			5
3072	*Spondias radlkoferi*	No		A			5
3073	*Tabebuia palmeri*	No		A			5
3004	*Bursera coyucensis*	No		Pr			0
3021	*Cedrela dugesii*	No		Pr			0
3012	*Comarostaphylis discolor*	No		Pr			0
3015	*Cupressus lusitanica benthamii*	No		Pr	LR		0
3024	*Cupressus lusitanica lindleyi*	No		Pr			0
3025	*Cupressus lusitanica lusitanica*	No		Pr			0
3016	*Cupressus montana*	No		Pr			0
3038	*Juniperus californica*	No		Pr			0
3039	*Juniperus monticola*	No		Pr			0
3047	*Ostrya virginiana*	No		Pr			0
3055	*Phymosia rosea*	No		Pr			0
3048	*Pinus attenuata*	No		Pr			0
3049	*Pinus contorta murrayana*	No		Pr			0
3058	*Pinus jaliscana*	No		Pr	LR		0
3059	*Pinus jeffreyi*	No		Pr			0
3051	*Pinus monophylla*	No		Pr			0

		Endemismo	Restricción	NOM	UICN	Cites	
ID Marxan	Especie	Sí/No	Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	E, P, A, Pr 25/25/15/—	CR/EN/VU 15/10/5	I/II 10/5	Meta (%)
3065	*Pinus quadrifolia*	No		Pr			0
3066	*Populus simaroa*	No		Pr			0
3069	*Saurauia serrata*	No		Pr			0

Filtros gruesos

ID Marxan	Índice de riqueza o áreas de distribución	Meta (%)
10201	Asteraceae, índice de riqueza y áreas de distribución	25
10101	Cactaceae, índice de riqueza y áreas de distribución	25
10102	Cactaceae, riqueza de endemismos	25
10401	Euphorbiaceae, índice de riqueza y áreas de distribución	25
10402	Euphorbiaceae, riqueza de endemismos	25
10501	Pinus, índice de riqueza y áreas de distribución	25
10301	Poaceae, índice de riqueza y áreas de distribución	25
10302	Poaceae, riqueza de endemismos	25
10601	Quercus, índice de riqueza y áreas de distribución	25
10602	Quercus, riqueza de endemismos	25
10103	Opuntia, riqueza de especies	10
10901	Géneros de angiospermas, índice de riqueza y áreas de distribución	10
10902	Géneros de angiospermas, riqueza de endemismos	10
1024	Riqueza de agaves NOM	10

ID Marxan	Tipos de vegetación	Meta (%)
11001	Bosque de ayarín primario	99
11003	Bosque de cedro primario	99
11010	Bosque de oyamel primario	99
11016	Bosque de táscate primario	99
11019	Bosque mesofilo de montana primario	99
11100	Chaparral primario	99
11025	Matorral crasicaule primario	99
11027	Matorral de coníferas primario	99
11035	Matorral rosetófilo costero primario	99
11037	Matorral sarco-crasicaule de neblina primario	99
11045	Matorral subtropical primario	99
11053	Pastizal gipsófilo primario	99
11061	Pradera de alta montaña primario	99
11064	Selva alta perennifolia primario	99
11066	Selva alta subperennifolia primario	99
11070	Selva baja espinosa caducifolia primario	99

ID Marxan	Tipos de vegetación	Meta (%)
11072	Selva baja espinosa subperennifolia primario	99
11076	Selva baja subcaducifolia primario	99
11078	Selva baja subperennifolia secundario	99
11081	Selva mediana caducifolia primario	99
11083	Selva mediana perennifolia primario	99
11085	Selva mediana subcaducifolia primario	99
11097	Vegetación gipsófila primario	99
11002	Bosque de ayarín secundario	90
11011	Bosque de oyamel secundario	90
11017	Bosque de táscate secundario	90
11020	Bosque mesófilo de montaña secundario	90
11022	Chaparral secundario	90
11028	Matorral de coníferas secundario	90
11067	Selva alta subperennifolia secundario	90
11071	Selva baja espinosa caducifolia secundario	90
11073	Selva baja espinosa subperennifolia secundario	90
11077	Selva baja subcaducifolia secundario	90
11082	Selva mediana caducifolia secundario	90
11086	Selva mediana subcaducifolia secundario	90
11055	Pastizal halófilo primario	70
11087	Selva mediana subperennifolia primario	70
11026	Matorral crasicaule secundario	60
11046	Matorral subtropical secundario	60
11056	Pastizal halófilo secundario	60
11088	Selva mediana subperennifolia secundario	60
11004	Bosque de encino-pino primario	40
11033	Matorral espinoso tamaulipeco primario	40
11039	Matorral sarco-crasicaule primario	40
11043	Matorral submontano primario	40
11047	Mezquital primario	40
11091	Vegetación de desiertos arenosos primario	40
11098	Vegetación halófila primario	40
11005	Bosque de encino-pino secundario	30
11034	Matorral espinoso tamaulipeco secundario	30
11044	Matorral submontano secundario	30
11048	Mezquital secundario	30
11065	Selva alta perennifolia secundario	30
11099	Vegetación halófila secundario	30
11006	Bosque de encino primario	20
11014	Bosque de pino primario	20
11012	Bosque de pino-encino primario	20

ID Marxan	Tipos de vegetación	Meta (%)
11041	Matorral sarcocaule primario	20
11058	Pastizal natural primario	20
11068	Selva baja caducifolia primario	20
11007	Bosque de encino secundario	10
11015	Bosque de pino secundario	10
11013	Bosque de pino-encino secundario	10
11042	Matorral sarcocaule secundario	10
11059	Pastizal natural secundario	10
11069	Selva baja caducifolia secundario	10
11029	Matorral desértico micrófilo primario	5
11031	Matorral desértico rosetófilo primario	5

Filtros finos

ID Marxan	Especie	Endemismo	Restricción	NOM	UICN	Cites	Meta (%)
		Sí/No	Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	E, P, A, Pr 25/25/15/—	CR/EN/VU 15/10/5	I/II 10/5	
Anfibios							
2009	*Ambystoma leorae*	Sí	4	P			40
2019	*Ambystoma velasci*	Sí	4	E			40
2171	*Ixalotriton niger*	Sí	4	P			40
2267	*Rana omiltemana*	Sí	4	P			40
2269	*Rana pueblae*	Sí	4	P			40
2274	*Rana tlaloci*	Sí	4	E	EX		40
2001	*Ambystoma altamirani*	Sí		P			30
2003	*Ambystoma andersoni*	Sí	4	A			30
2006	*Ambystoma dumerili*	Sí		P			30
2007	*Ambystoma flavipiperatum*	Sí	4	A			30
2010	*Ambystoma lermaensis*	Sí		P	CR		30
2011	*Ambystoma mexicanum*	Sí		P	VU	II	30
2014	*Ambystoma rivularis*	Sí		P			30
2107	*Eleutherodactylus grandis*	Sí	4	A			30
2198	*Plectrohyla cembra*	Sí	4	A			30
2205	*Plectrohyla cyanomma*	Sí	4	A			30
2229	*Plectrohyla mykter*	Sí	4	A			30
2241	*Plectrohyla sabrina*	Sí	4	A			30
2188	*Pseudoeurycea anitae*	Sí	4	A			30
2233	*Pseudoeurycea praecellens*	Sí	4	A			30
2261	*Rana johni*	Sí		P			30
2002	*Ambystoma amblycephalum*	Sí		A			10
2008	*Ambystoma granulosum*	Sí		A			10

ID Marxan	Especie	Endemismo	Restricción	NOM	UICN	Cites	Meta (%)
		Sí/No	Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	E, P, A, Pr 25/25/15/—	CR/EN/VU 15/10/5	I/II 10/5	
2013	*Ambystoma ordinarium*	Sí		A			10
2065	*Bolitoglossa veracrucis*	Sí	4	Pr			10
2068	*Cryptotriton adelos*	Sí	4				10
2069	*Cryptotriton alvarezdeltoroi*	Sí	4				10
2083	*Charadrahyla trux*	Sí	4				10
2070	*Chiropterotriton arboreus*	Sí	4	Pr			10
2072	*Chiropterotriton chiropterus*	Sí	4				10
2073	*Chiropterotriton chondrostega*	Sí	4	Pr			10
2075	*Chiropterotriton lavae*	Sí	4	Pr			10
2076	*Chiropterotriton magnipes*	Sí	4	Pr			10
2077	*Chiropterotriton mosaueri*	Sí	4	Pr			10
2087	*Dendrotriton megarhinus*	Sí	4	Pr			10
2105	*Ecnomiohyla echinata*	Sí	4				10
2104	*Eleutherodactylus dixoni*	Sí	4	Pr			10
2106	*Eleutherodactylus galacticorhinus*	Sí	4				10
2109	*Eleutherodactylus guerreroensis*	Sí	4	Pr			10
2119	*Eleutherodactylus maurus*	Sí	4	Pr			10
2126	*Eleutherodactylus nivicolimae*	Sí	4	Pr			10
2130	*Eleutherodactylus pelorus*	Sí	4				10
2141	*Eleutherodactylus saxatilis*	Sí	4				10
2142	*Eleutherodactylus silvicola*	Sí	4	Pr			10
2147	*Eleutherodactylus syristes*	Sí	4	Pr			10
2149	*Eleutherodactylus taylori*	Sí	4	Pr			10
2153	*Eleutherodactylus verruculatus*	Sí	4	Pr			10
2131	*Exerodonta pinorum*	Sí	4				10
2160	*Hyla arboricola*	Sí	4				10
2166	*Hyla plicata*	Sí		A			10
2172	*Ixalotriton parvus*	Sí		A			10
2176	*Megastomatohyla mixe*	Sí	4				10
2179	*Megastomatohyla pellita*	Sí	4				10
2180	*Notophthalmus meridionalis*	No		P			10
2196	*Plectrohyla calthula*	Sí	4				10
2197	*Plectrohyla celata*	Sí	4				10
2200	*Plectrohyla charadricola*	Sí		A			10
2201	*Plectrohyla chryses*	Sí	4				10
2231	*Plectrohyla pachyderma*	Sí	4				10
2235	*Plectrohyla pycnochila*	Sí		A			10
2239	*Plectrohyla robertsorum*	Sí		A			10
2247	*Plectrohyla thorectes*	Sí	4				10

ID Marxan	Especie	Endemismo	Restricción	NOM	UICN	Cites	Meta (%)
		Sí/No	Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	E, P, A, Pr 25/25/15/—	CR/EN/VU 15/10/5	I/II 10/5	
2187	*Pseudoeurycea amuzga*	Sí	4				10
2199	*Pseudoeurycea cephalica*	Sí		A			10
2203	*Pseudoeurycea cochranae*	Sí		A			10
2210	*Pseudoeurycea firscheini*	Sí	4	Pr			10
2212	*Pseudoeurycea galeanae*	Sí		A			10
2214	*Pseudoeurycea goebeli*	No	4	A			10
2219	*Pseudoeurycea juarezi*	Sí		A			10
2222	*Pseudoeurycea leprosa*	Sí		A			10
2223	*Pseudoeurycea longicauda*	Sí	4	Pr			10
2224	*Pseudoeurycea lynchi*	Sí	4				10
2238	*Pseudoeurycea robertsi*	Sí		A			10
2240	*Pseudoeurycea ruficauda*	Sí	4				10
2243	*Pseudoeurycea scandens*	Sí	4	Pr			10
2245	*Pseudoeurycea smithi*	Sí		A			10
2246	*Pseudoeurycea teotepec*	Sí	4				10
2248	*Pseudoeurycea tlahcuiloh*	Sí	4				10
2250	*Pseudoeurycea unguidentis*	Sí		A			10
2184	*Ptychohyla acrochorda*	Sí	4				10
2208	*Ptychohyla erythromma*	Sí	4				10
2259	*Rana dunni*	Sí		A			10
2266	*Rana neovolcanica*	Sí		A			10
2288	*Thorius dubitus*	Sí	4	Pr			10
2290	*Thorius grandis*	Sí	4				10
2292	*Thorius lunaris*	Sí	4				10
2295	*Thorius minutissimus*	Sí	4	Pr			10
2296	*Thorius munificus*	Sí	4				10
2303	*Thorius schmidti*	Sí	4	Pr			10
2306	*Thorius spilogaster*	Sí	4				10
2015	*Ambystoma rosaceum*	Sí		Pr			5
2043	*Batrachoseps major salam*	No	4				5
2033	*Bolitoglossa engelhardti*	No	4	Pr			5
2041	*Bolitoglossa macrinii*	Sí		Pr			5
2049	*Bolitoglossa mulleri*	No	4				5
2054	*Bolitoglossa platydactyla*	Sí		Pr			5
2057	*Bolitoglossa riletti*	Sí		Pr			5
2062	*Bolitoglossa stuarti*	No		A			5
2067	*Bolitoglossa yucatana*	Sí		Pr			5
2023	*Bromeliohyla bromeliacea*	No	4				5
2032	*Bromeliohyla dendroscarta*	Sí					5

ID Marxan	Especie	Endemismo	Restricción	NOM	UICN	Cites	Meta (%)
		Sí/No	Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	E, P, A, Pr 25/25/15/—	CR/EN/VU 15/10/5	I/II 10/5	
2020	*Bufo alvarius*		4				5
2022	*Bufo boreas*	No			EN		5
2024	*Bufo californicus*		4				5
2028	*Bufo compactilis*	Sí					5
2029	*Bufo cristatus*	Sí		Pr			5
2037	*Bufo gemmifer*	Sí		Pr			5
2039	*Bufo kelloggi*	Sí					5
2045	*Bufo marmoreus*	Sí					5
2046	*Bufo mazatlanensis*	Sí					5
2048	*Bufo mexicanus*	Sí					5
2052	*Bufo perplexus*	Sí					5
2061	*Bufo spiculatus*	Sí					5
2063	*Bufo tutelarius*	No	4				5
2071	*Charadrahyla chaneque*	Sí					5
2079	*Charadrahyla nephila*	Sí					5
2082	*Charadrahyla taeniopus*	Sí					5
2074	*Chiropterotriton dimidiatus*	Sí		Pr			5
2078	*Chiropterotriton multidentatus*	Sí		Pr			5
2080	*Chiropterotriton orculus*	Sí					5
2081	*Chiropterotriton priscus*	Sí		Pr			5
2092	*Dendropsophus sartori*	Sí					5
2094	*Dendrotriton xolocalcae*	Sí		Pr			5
2090	*Dermophis oaxacae*	Sí		Pr			5
2084	*Duellmanohyla chamulae*	Sí		Pr			5
2086	*Duellmanohyla ignicolor*	Sí		Pr			5
2093	*Duellmanohyla schmidtorum*	Sí		Pr			5
2123	*Ecnomiohyla miotympanum*	Sí					5
2151	*Ecnomiohyla valancifer*	Sí					5
2097	*Eleutherodactylus angustidigitorum*	Sí		Pr			5
2099	*Eleutherodactylus berkenbuschi*	Sí		Pr			5
2101	*Eleutherodactylus decoratus*	Sí		Pr			5
2102	*Eleutherodactylus dennisi*	Sí		Pr			5
2103	*Eleutherodactylus dilatus*	Sí					5
2111	*Eleutherodactylus hobartsmithi*	Sí					5
2117	*Eleutherodactylus longipes*	Sí					5
2120	*Eleutherodactylus megalotympanum*	Sí		Pr			5
2122	*Eleutherodactylus mexicanus*	Sí					5
2124	*Eleutherodactylus modestus*	Sí		Pr			5

ID Marxan	Especie	Endemismo	Restricción	NOM	UICN	Cites	Meta (%)
		Sí/No	Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	E, P, A, Pr 25/25/15/—	CR/EN/VU 15/10/5	I/II 10/5	
2125	*Eleutherodactylus nitidus*	Sí					5
2127	*Eleutherodactylus occidentalis*	Sí					5
2128	*Eleutherodactylus omiltemanus*	Sí		Pr			5
2129	*Eleutherodactylus pallidus*	Sí		Pr			5
2133	*Eleutherodactylus planirostris*	No	4				5
2135	*Eleutherodactylus rhodopis*	Sí					5
2137	*Eleutherodactylus rufescens*	Sí		Pr			5
2138	*Eleutherodactylus rugulosus*	Sí					5
2140	*Eleutherodactylus sartori*	Sí		Pr			5
2144	*Eleutherodactylus spatulatus*	Sí		Pr			5
2148	*Eleutherodactylus tarahumaraensis*	Sí		Pr			5
2150	*Eleutherodactylus teretistes*	Sí		Pr			5
2152	*Eleutherodactylus verrucipes*	Sí		Pr			5
2154	*Eleutherodactylus vocalis*	Sí					5
2155	*Eleutherodactylus vulcani*	Sí					5
2112	*Exerodonta juanitae*	Sí					5
2121	*Exerodonta melanomma*	Sí					5
2143	*Exerodonta smaragdina*	Sí					5
2146	*Exerodonta sumichrasti*	Sí					5
2156	*Exerodonta xera*	Sí					5
2164	*Hyla eximia*	Sí					5
2175	*Lineatriton orchimelas*	Sí					5
2177	*Megastomatohyla mixomaculata*	Sí					5
2178	*Megastomatohyla nubicola*	Sí					5
2181	*Nyctanolis pernix*	No	4	Pr			5
2207	*Pachymedusa dacnicolor*	Sí					5
2249	*Parvimolge townsendi*	No		A			5
2183	*Plectrohyla acanthodes*	Sí		Pr			5
2186	*Plectrohyla ameibothalame*	Sí					5
2189	*Plectrohyla arborescandens*	Sí					5
2192	*Plectrohyla bistincta*	Sí					5
2204	*Plectrohyla crassa*	Sí		Pr			5
2206	*Plectrohyla cyclada*	Sí					5
2217	*Plectrohyla hazelae*	Sí					5
2220	*Plectrohyla lacertosa*	Sí		Pr			5
2232	*Plectrohyla pentheter*	Sí					5
2244	*Plectrohyla siopela*	Sí					5
2202	*Pseudacris clarkii*	No	4				5

ID Marxan	Especie	Endemismo	Restricción	NOM	UICN	Cites	Meta (%)
		Sí/No	Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	E, P, A, Pr 25/25/15/—	CR/EN/VU 15/10/5	I/II 10/5	
2185	*Pseudoeurycea altamontana*	Sí		Pr			5
2191	*Pseudoeurycea belli*	Sí					5
2211	*Pseudoeurycea gadovi*	Sí		Pr			5
2213	*Pseudoeurycea gigantea*	Sí					5
2228	*Pseudoeurycea melanomolga*	Sí		Pr			5
2230	*Pseudoeurycea nigromaculata*	Sí		Pr			5
2237	*Pseudoeurycea rex*	No	4	Pr			5
2251	*Pseudoeurycea werleri*	Sí		Pr			5
2209	*Ptychohyla euthysanota*	No		A			5
2221	*Ptychohyla leonhardschultzei*	Sí		Pr			5
2252	*Ptychohyla zophodes*	Sí					5
2255	*Rana brownorum*	Sí					5
2257	*Rana chiricahuensis*	No		A			5
2263	*Rana magnaocularis*	Sí					5
2264	*Rana megapoda*	Sí		Pr			5
2265	*Rana montezumae*	Sí		Pr			5
2268	*Rana psilonota*	Sí					5
2270	*Rana pustulosa*	Sí		Pr			5
2271	*Rana sierramadrensis*	Sí		Pr			5
2272	*Rana spectabilis*	Sí					5
2277	*Rana zweifeli*	Sí					5
2285	*Siren intermedia*	No		A			5
2282	*Smilisca dentata*	Sí					5
2284	*Spea hammondi*	No	4				5
2293	*Thorius macdougalli*	Sí		Pr			5
2297	*Thorius narisovalis*	Sí		Pr			5
2298	*Thorius omiltemi*	Sí					5
2299	*Thorius pennatulus*	Sí		Pr			5
2302	*Thorius pulmonaris*	Sí		Pr			5
2304	*Tlalocohyla smithii*	Sí					5
2305	*Triprion spatulatus*	Sí					5
	Reptiles						
6018	*Anguis ceroni*	Sí	4	P			40
6044	*Anguis incomptus*	Sí	4	P			40
6004	*Apalone ater*	Sí	4	P	CR	I	40
6228	*Dermochelys coriacea*	No	4	P	CR	I	40
6237	*Eretmochelys imbricata*	No	4	P	CR	I	40
6683	*Uma paraphygas*	Sí	4	P			40
6075	*Atropoides olmec*	Sí	4	A			30

ID Marxan	Especie	Endemismo	Restricción	NOM	UICN	Cites	Meta (%)
		Sí/No	Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	E, P, A, Pr 25/25/15/—	CR/EN/VU 15/10/5	I/II 10/5	
6153	*Caiman crocodylus*	No	4	P			30
6146	*Caretta caretta*	No		P	EN	I	30
6212	*Crotalus stejnegeri*	Sí	4	A			30
6217	*Crotalus transversus*	Sí		P			30
6166	*Cryophis hallbergi*	Sí	4	A			30
6186	*Chelonia mydas*	No		P	EN	I	30
6242	*Eridiphas slevini*	Sí	4	A			30
6241	*Exiliboa placata*	Sí	4	Pr		II	30
6270	*Gerrhonotus lugoi*	Sí		P			30
6263	*Gopherus flavomarginatus*	Sí		A	VU	I	30
6307	*Kinosternon herrerai*	Sí		P			30
6311	*Kinosternon oaxacae*	Sí	4	A	LR		30
6532	*Sauromalus hispidus*	Sí	4	A			30
6612	*Terrapene coahuila*	Sí	4	Pr	EN	I	30
6639	*Terrapene nelsoni*	Sí	4	Pr	DD	II	30
6634	*Thamnophis mendax*	Sí	4	A			30
6653	*Thamnophis scaliger*	Sí	4	A			30
6687	*Xantusia bolsonae*	Sí	4	A			30
6697	*Xantusia sanchezi*	Sí	4	A			30
6691	*Xenosaurus newmanorum*	Sí	4	A			30
6692	*Xenosaurus penai*	Sí	4	A			30
6693	*Xenosaurus phalaroanthereon*	Sí	4	A			30
6694	*Xenosaurus platyceps*	Sí	4	A			30
6696	*Xenosaurus rectocollaris*	Sí	4	A			30
6008	*Abronia bogerti*	Sí	4	Pr			10
6052	*Abronia leurolepis*	Sí	4				10
6058	*Abronia martindelcampoi*	Sí	4				10
6074	*Abronia ochoterenai*	Sí	4	Pr			10
6088	*Abronia ramirezi*	Sí	4				10
6089	*Abronia reidi*	Sí	4	Pr			10
6021	*Adelophis copei*	Sí	4	Pr			10
6035	*Adelophis foxi*	Sí	4	Pr			10
6050	*Adelphicos latifasciatum*	Sí	4	Pr			10
6071	*Adelphicos nigrilatum*	Sí	4	Pr			10
6006	*Agkistrodon bilineatus taylori*	Sí		A			10
6038	*Anniella geronimensis*	Sí	4	Pr			10
6001	*Anolis alvarezdeltoroi*	Sí	4				10
6009	*Anolis breedlovei*	Sí	4				10
6025	*Anolis cuprinus*	Sí	4	Pr			10

ID Marxan	Especie	Endemismo	Restricción	NOM	UICN	Cites	Meta (%)
		Sí/No	Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	E, P, A, Pr 25/25/15/—	CR/EN/VU 15/10/5	I/II 10/5	
6026	*Anolis cymbops*	Sí	4	Pr			10
6036	*Anolis gadovi*	Sí	4	Pr			10
6042	*Anolis hobartsmithi*	Sí	4				10
6056	*Anolis macrinii*	Sí	4	Pr			10
6061	*Anolis megapholidotus*	Sí	4				10
6064	*Anolis microlepidotus*	Sí	4	Pr			10
6076	*Anolis omiltemanus*	Sí	4	Pr			10
6079	*Anolis parvicirculatus*	Sí	4	Pr			10
6095	*Anolis schiedei*	Sí	4	Pr			10
6100	*Anolis simmonsi*	Sí	4	Pr			10
6113	*Anolis utowanae*	Sí	4	Pr			10
6103	*Apalone spinifera*	No		P			10
6090	*Aspidoscelis rodecki*	Sí	4	Pr			10
6121	*Barisia herrerae*	Sí	4				10
6123	*Barisia jonesi*	Sí	4				10
6120	*Boa constrictor*	No		A		I	10
6170	*Celestus ingridae*	Sí	4				10
6174	*Celestus legnotus*	Sí	4				10
6141	*Cerrophidion barbouri*	Sí	4	Pr			10
6194	*Cerrophidion petlalcalensis*	Sí	4				10
6220	*Cerrophidion tzotzilorum*	Sí	4	Pr			10
6138	*Claudius angustatus*	No		P	LR		10
6135	*Coniophanes alvarezi*	Sí	4				10
6173	*Coniophanes lateritius*	Sí	4				10
6181	*Coniophanes meridanus*	Sí	4				10
6184	*Conophis morai*	Sí	4				10
6136	*Conopsis amphisticha*	Sí	4				10
6144	*Conopsis biserialis*	Sí		A			10
6134	*Crocodylus acutus*	No		P	VU	II	10
6185	*Crocodylus moreleti*	No		P	LR		10
6159	*Crotalus enyo*	Sí		A			10
6160	*Crotalus exsul*	Sí		A			10
6172	*Crotalus intermedius*	Sí		A			10
6200	*Crotalus pusillus*	Sí		A			10
6155	*Crotaphytus dickersonae*	Sí	4				10
6149	*Ctenosaura clarki*	Sí		A			10
6154	*Ctenosaura defensor*	Sí		A			10
6193	*Ctenosaura pectinata*	Sí		A			10
6209	*Chelydra serpentina*	No		P			10

ID Marxan	Especie	Endemismo	Restricción	NOM	UICN	Cites	Meta (%)
		Sí/No	Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	E, P, A, Pr 25/25/15/—	CR/EN/VU 15/10/5	I/II 10/5	
6176	*Chersodromus liebmani*	Sí	4	Pr			10
6232	*Dermatemys mawii*	No		P	EN	II	10
6235	*Elgaria cedrosensis*	Sí	4				10
6244	*Ficimia hardyi*	Sí	4				10
6247	*Ficimia ramirezi*	Sí	4	Pr			10
6248	*Ficimia ruspator*	Sí	4	Pr			10
6253	*Geophis anocularis*	Sí	4	Pr			10
6256	*Geophis blanchardi*	Sí	4	Pr			10
6259	*Geophis chalybeus*	Sí	4	Pr			10
6260	*Geophis dubius*	Sí	4	Pr			10
6261	*Geophis duellmani*	Sí	4	Pr			10
6264	*Geophis incomptus*	Sí	4	Pr			10
6266	*Geophis juliai*	Sí	4				10
6271	*Geophis maculiferus*	Sí	4	Pr			10
6275	*Geophis nigrocinctus*	Sí	4	Pr			10
6276	*Geophis omiltemanus*	Sí	4	Pr			10
6278	*Geophis petersi*	Sí	4	Pr			10
6279	*Geophis pyburni*	Sí	4	Pr			10
6283	*Geophis russatus*	Sí	4	Pr			10
6284	*Geophis sallaei*	Sí	4	Pr			10
6287	*Geophis tarascae*	Sí	4	Pr			10
6291	*Heloderma horridum*	No		A	VU	II	10
6296	*Heloderma suspectum*	No		A	VU	II	10
6301	*Iguana iguana*	No		P		II	10
6303	*Kinosternon acutum*	No		P	LR		10
6346	*Lampropeltis ruthveni*	Sí	4				10
6328	*Lepidochelys kempii*	No			CR	I	10
6318	*Lepidophyma chicoasence*	Sí	4				10
6320	*Lepidophyma dontomasi*	Sí	4				10
6329	*Lepidophyma lipetzi*	Sí	4				10
6331	*Lepidophyma lowei*	Sí	4				10
6340	*Lepidophyma occulor*	Sí	4				10
6345	*Lepidophyma radula*	Sí	4				10
6352	*Lepidophyma tarascae*	Sí	4				10
6357	*Mesaspis antauges*	Sí	4				10
6360	*Micrurus bernadi*	Sí	4				10
6367	*Micrurus ephippifer*	Sí	4				10
6376	*Micrurus limbatus*	Sí	4				10
6381	*Micrurus pachecogili*	Sí	4				10

ID Marxan	Especie	Endemismo	Restricción	NOM	UICN	Cites	Meta (%)
		Sí/No	Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	E, P, A, Pr 25/25/15/—	CR/EN/VU 15/10/5	I/II 10/5	
6396	*Ophryacus melanurus*	Sí	4				10
6453	*Petrosaurus slevini*	Sí	4				10
6458	*Petrosaurus thalassinus*	Sí	4				10
6404	*Phrynosoma braconnieri*	Sí	4				10
6415	*Phyllodactylus delcampoi*	Sí	4				10
6417	*Phyllodactylus duellmani*	Sí	4				10
6446	*Phyllodactylus paucituberculatus*	Sí	4				10
6427	*Porthidium hespere*	Sí	4				10
6461	*Pseudoleptodeira uribei*	Sí	4				10
6465	*Rhadinaea bogertorum*	Sí	4	Pr			10
6467	*Rhadinaea cuneata*	Sí	4	Pr			10
6474	*Rhadinaea kanalchutchan*	Sí	4	Pr			10
6479	*Rhadinaea marcellae*	Sí	4	Pr			10
6481	*Rhadinaea myersi*	Sí	4	Pr			10
6484	*Rhinoclemmys rubida*	Sí		Pr	VU		10
6496	*Sauromalus ater*	Sí		A			10
6511	*Sceloporus cryptus*	Sí	4	Pr			10
6518	*Sceloporus edwardtaylori*	Sí	4				10
6519	*Sceloporus exsul*	Sí	4	Pr			10
6536	*Sceloporus insignis*	Sí	4	Pr			10
6550	*Sceloporus macdougalli*	Sí	4	Pr			10
6565	*Sceloporus oberon*	Sí	4				10
6571	*Sceloporus palaciosi*	Sí	4				10
6586	*Sceloporus smithi*	Sí	4				10
6591	*Sceloporus subpictus*	Sí	4	Pr			10
6546	*Sibon linearis*	Sí	4				10
6489	*Sonora aemula*	Sí	4	Pr			10
6618	*Tantalophis discolor*	Sí		A			10
6608	*Tantilla briggsi*	Sí	4				10
6614	*Tantilla coronadoi*	Sí	4	Pr			10
6617	*Tantilla deppei*	Sí	4				10
6625	*Tantilla flavilineata*	Sí	4				10
6656	*Tantilla sertula*	Sí	4				10
6657	*Tantilla shawi*	Sí	4	Pr			10
6662	*Tantilla tayrae*	Sí	4	Pr			10
6664	*Tantilla triseriata*	Sí	4				10
6611	*Thamnophis chrysocephalus*	Sí		A			10
6619	*Thamnophis elegans*	No	4	A			10
6622	*Thamnophis exsul*	Sí		A			10

ID Marxan	Especie	Endemismo	Restricción	NOM	UICN	Cites	Meta (%)
		Sí/No	Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	E, P, A, Pr 25/25/15/—	CR/EN/VU 15/10/5	I/II 10/5	
6628	*Thamnophis godmani*	Sí		A			10
6629	*Thamnophis hammondii*	No	4	A	DD		10
6633	*Thamnophis melanogaster*	Sí		A			10
6652	*Thamnophis scalaris*	Sí		A			10
6659	*Thamnophis sumichrasti*	Sí		A			10
6638	*Trachemys nebulosa*	Sí	4				10
6675	*Ungaliophis continentalis*	No	4	Pr		II	10
6680	*Urosaurus nigricaudus*	Sí		A			10
6027	*Abronia deppei*	Sí		Pr			5
6039	*Abronia graminea*	Sí					5
6055	*Abronia lythrochila*	Sí		Pr			5
6060	*Abronia matudai*	No	4	Pr			5
6066	*Abronia mixteca*	Sí		Pr			5
6073	*Abronia oaxacae*	Sí		Pr			5
6101	*Abronia smithi*	Sí					5
6105	*Abronia taeniata*	Sí					5
6057	*Actinoclemmys marmorata*	No	4				5
6106	*Agkistrodon taylori*	Sí					5
6034	*Ameiva festiva*	No	4				5
6078	*Anelytropsis papillosus*	Sí		Pr			5
6003	*Anolis anisolepis*	Sí		Pr			5
6005	*Anolis barkeri*	Sí		Pr			5
6020	*Anolis compressicaudus*	Sí					5
6030	*Anolis duellmani*	Sí		Pr			5
6031	*Anolis dunni*	Sí		Pr			5
6046	*Anolis isthmicus*	Sí		Pr			5
6054	*Anolis liogaster*	Sí		Pr			5
6065	*Anolis milleri*	Sí		Pr			5
6068	*Anolis naufragus*	Sí		Pr			5
6069	*Anolis nebuloides*	Sí					5
6070	*Anolis nebulosus*	Sí					5
6085	*Anolis pygmaeus*	Sí		Pr			5
6087	*Anolis quercorum*	Sí					5
6096	*Anolis schmidti*	Sí					5
6098	*Anolis serranoi*	No	4				5
6104	*Anolis subocularis*	Sí		Pr			5
6037	*Aristelliger georgeensis*	No	4	Pr			5
6011	*Aspidoscelis calidipes*	Sí		Pr			5
6019	*Aspidoscelis communis*	Sí		Pr			5

ID Marxan	Especie	Endemismo	Restricción	NOM	UICN	Cites	Meta (%)
		Sí/No	Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	E, P, A, Pr 25/25/15/—	CR/EN/VU 15/10/5	I/II 10/5	
6022	*Aspidoscelis costata*	Sí					5
6041	*Aspidoscelis guttata*	Sí					5
6043	*Aspidoscelis hyperythra beldingi*	No		A			5
6047	*Aspidoscelis labialis*	Sí		Pr			5
6049	*Aspidoscelis laredoensis*	No	4				5
6053	*Aspidoscelis lineattissima*	Sí		Pr			5
6062	*Aspidoscelis mexicana*	Sí		Pr			5
6077	*Aspidoscelis opatae*	Sí					5
6080	*Aspidoscelis parvisocia*	Sí		Pr			5
6092	*Aspidoscelis sacki*	Sí					5
6072	*Atropoides nummifer*	No		A			5
6119	*Barisia ciliaris*	Sí					5
6122	*Barisia imbricata*	Sí		Pr			5
6124	*Barisia levicollis*	Sí		Pr			5
6125	*Barisia planifrons*	Sí					5
6128	*Barisia rudicollis*	Sí		Pr			5
6117	*Bipes biporus*	Sí		Pr			5
6118	*Bipes canaliculatus*	Sí		Pr			5
6115	*Bothriechis aurifer*	No		A			5
6116	*Bothriechis bicolor*	No		A			5
6127	*Bothriechis rowleyi*	Sí		Pr			5
6129	*Bothriechis schlegeli*	No	4				5
6156	*Callisaurus draconoides*	No		A			5
6158	*Celestus enneagrammus*	Sí		Pr			5
6163	*Cerrophidion godmani*	No	4				5
6157	*Coleonyx elegans*	No		A			5
6161	*Coleonyx fasciatus*	Sí					5
6203	*Coleonyx reticulatus*	No	4	Pr			5
6151	*Coluber constrictor*	No		A			5
6199	*Conophis pulcher*	No	4				5
6224	*Conophis vittatus*	Sí					5
6177	*Conopsis lineata*	Sí					5
6180	*Conopsis megalodon*	Sí					5
6187	*Conopsis nasus*	Sí					5
6214	*Cophosaurus texanus*	No		A			5
6137	*Crotalus angelensis*	Sí					5
6139	*Crotalus aquilus*	Sí		Pr			5
6142	*Crotalus basiliscus*	Sí		Pr			5
6197	*Crotalus polystictus*	Sí		Pr			5

ID Marxan	Especie	Endemismo	Restricción	NOM	UICN	Cites	Meta (%)
		Sí/No	Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	E, P, A, Pr 25/25/15/—	CR/EN/VU 15/10/5	I/II 10/5	
6202	*Crotalus ravus*	Sí		Pr			5
6218	*Crotalus triseriatus*	Sí					5
6150	*Crotaphytus collaris*	No		A			5
6164	*Crotaphytus grismeri*	Sí					5
6171	*Crotaphytus insularis*	No	4				5
6132	*Ctenosaura acanthura*	Sí		Pr			5
6167	*Ctenosaura hemilopha*	Sí		Pr			5
6179	*Ctenosaura macrolopha*	Sí					5
6189	*Ctenosaura oaxacana*	Sí					5
6210	*Ctenosaura similis*	No		A			5
6213	*Chilomeniscus stramineus*	Sí		Pr			5
6230	*Dipsas gaigeae*	Sí					5
6239	*Elgaria multicarinata*	Sí		Pr			5
6240	*Elgaria paucicarinata*	Sí		Pr			5
6243	*Elgaria velazquezi*	Sí					5
6245	*Ficimia olivacea*	Sí					5
6250	*Ficimia variegata*	Sí					5
6281	*Geagras redimitus*	Sí		Pr			5
6255	*Geophis bicolor*	Sí		Pr			5
6258	*Geophis carinosus*	No	4				5
6262	*Geophis dugesi*	Sí					5
6267	*Geophis laticinctus*	Sí		Pr			5
6268	*Geophis latifrontalis*	Sí		Pr			5
6273	*Geophis mutitorques*	Sí		Pr			5
6282	*Geophis rostralis*	No	4				5
6285	*Geophis semidoliatus*	Sí					5
6269	*Gerrhonotus liocephalus*	Sí		Pr			5
6277	*Gerrhonotus ophiurus*	Sí					5
6251	*Gopherus agassizi*	No		A	VU		5
6254	*Gopherus berlandieri*	No		A		II	5
6294	*Hemidactylus mabouia*	No	4				5
6302	*Imantodes tenuissimus*	Sí					5
6304	*Kinosternon creaseri*	Sí			LR		5
6305	*Kinosternon durangoense*	Sí					5
6309	*Kinosternon integrum*	Sí					5
6313	*Kinosternon sonoriense*	No			VU		5
6315	*Lampropeltis alterna*	No	4				5
6334	*Lampropeltis mexicana*	Sí					5
6355	*Lampropeltis zonata*	No	4				5

		Endemismo	Restricción	NOM	UICN	Cites	
ID Marxan	Especie	Sí/No	Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	E, P, A, Pr 25/25/15/—	CR/EN/VU 15/10/5	I/II 10/5	Meta (%)
6341	*Lepidochelys olivacea*	No			EN	I	5
6324	*Lepidophyma gaigeae*	Sí					5
6336	*Lepidophyma micropholis*	Sí					5
6342	*Lepidophyma pajapanense*	Sí					5
6351	*Lepidophyma sylvaticum*	Sí					5
6354	*Lepidophyma tuxtlae*	Sí					5
6332	*Leptodeira maculata*	Sí					5
6343	*Leptodeira punctata*	Sí					5
6350	*Leptodeira splendida*	Sí					5
6319	*Leptophis diplotropis*	Sí					5
6337	*Leptophis modestus*	No	4				5
6333	*Leptotyphlops maximus*	Sí					5
6317	*Loxocemus bicolor*	No				II	5
6382	*Manolepis putnami*	Sí					5
6370	*Mesaspis gadovii*	Sí					5
6372	*Mesaspis juarezi*	Sí					5
6388	*Mesaspis viridiflava*	Sí					5
6356	*Mesoscincus altamirani*	Sí					5
6365	*Micrurus distans*	Sí					5
6374	*Micrurus laticollaris*	Sí					5
6398	*Ophryacus undulatus*	Sí					5
6451	*Petrosaurus repens*	Sí					5
6412	*Phrynosoma coronatum*	No				II	5
6434	*Phrynosoma m'calli*	No	4				5
6443	*Phrynosoma orbiculare*	Sí					5
6456	*Phrynosoma taurus*	Sí					5
6403	*Phyllodactylus bordai*	Sí					5
6413	*Phyllodactylus davisi*	Sí					5
6428	*Phyllodactylus homolepidurus*	Sí					5
6430	*Phyllodactylus lanei*	Sí					5
6439	*Phyllodactylus muralis*	Sí					5
6460	*Phyllodactylus unctus*	Sí					5
6462	*Phyllodactylus xanti*	Sí					5
6416	*Pituophis deppei*	Sí					5
6405	*Plestiodon brevirostris*	Sí					5
6409	*Plestiodon colimensis*	Sí					5
6410	*Plestiodon copei*	Sí					5
6418	*Plestiodon dugesi*	Sí					5
6429	*Plestiodon lagunensis*	Sí					5

ID Marxan	Especie	Endemismo Sí/No	Restricción Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	NOM E, P, A, Pr 25/25/15/—	UICN CR/EN/VU 15/10/5	Cites I/II 10/5	Meta (%)
6433	*Plestiodon lynxe*	Sí					5
6438	*Plestiodon multilineatus*	Sí					5
6442	*Plestiodon ochoterenae*	Sí					5
6444	*Plestiodon parviauriculatus*	Sí					5
6445	*Plestiodon parvulus*	Sí					5
6399	*Pliocercus andrewsi*	Sí					5
6402	*Pliocercus bicolor*	Sí					5
6419	*Porthidium dunni*	Sí					5
6440	*Porthidium nasutum*	No	4				5
6463	*Porthidium yucatanicum*	Sí					5
6447	*Pseudelaphe phaescens*	Sí					5
6423	*Pseudoficimia frontalis*	Sí					5
6431	*Pseudoleptodeira latifasciata*	Sí					5
6469	*Rhadinaea forbesi*	Sí		Pr			5
6470	*Rhadinaea fulvivittis*	Sí					5
6471	*Rhadinaea gaigeae*	Sí					5
6472	*Rhadinaea godmani*	No	4				5
6473	*Rhadinaea hesperia*	Sí		Pr			5
6476	*Rhadinaea laureata*	Sí					5
6478	*Rhadinaea macdougalli*	Sí		Pr			5
6480	*Rhadinaea montana*	Sí		Pr			5
6485	*Rhadinaea schistosa*	Sí		Pr			5
6486	*Rhadinaea taeniata*	Sí					5
6464	*Rhinoclemmys areolata*	No		A			5
6483	*Rhinoclemmys pulcherrima*	No		A			5
6497	*Salvadora bairdi*	Sí		Pr			5
6537	*Salvadora intermedia*	Sí		Pr			5
6543	*Salvadora lemniscata*	Sí		Pr			5
6558	*Salvadora mexicana*	Sí		Pr			5
6488	*Sceloporus adleri*	Sí		Pr			5
6490	*Sceloporus aeneus*	Sí					5
6491	*Sceloporus anahuacus*	Sí					5
6494	*Sceloporus asper*	Sí		Pr			5
6498	*Sceloporus bicanthalis*	Sí					5
6499	*Sceloporus bulleri*	Sí					5
6503	*Sceloporus cautus*	Sí					5
6510	*Sceloporus cozumelae*	Sí		Pr			5
6512	*Sceloporus cyanostictus*	Sí					5
6504	*Sceloporus chaneyi*	Sí					5

		Endemismo	Restricción	NOM	UICN	Cites	
ID Marxan	Especie	Sí/No	Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	E, P, A, Pr 25/25/15/—	CR/EN/VU 15/10/5	I/II 10/5	Meta (%)
6517	*Sceloporus dugesi*	Sí					5
6520	*Sceloporus formosus*	Sí					5
6522	*Sceloporus gadoviae*	Sí					5
6525	*Sceloporus goldmani*	Sí					5
6529	*Sceloporus heterolepis*	Sí					5
6533	*Sceloporus horridus*	Sí					5
6534	*Sceloporus hunsakeri*	Sí		Pr			5
6538	*Sceloporus internasalis*	Sí					5
6539	*Sceloporus jalapae*	Sí					5
6545	*Sceloporus licki*	Sí		Pr			5
6551	*Sceloporus maculosus*	Sí		Pr			5
6555	*Sceloporus megalepidurus*	Sí		Pr			5
6561	*Sceloporus minor*	Sí					5
6562	*Sceloporus mucronatus*	Sí					5
6564	*Sceloporus nelsoni*	Sí					5
6567	*Sceloporus ochoterenae*	Sí					5
6570	*Sceloporus ornatus*	Sí		Pr			5
6572	*Sceloporus parvus*	Sí					5
6575	*Sceloporus pyrocephalus*	Sí					5
6576	*Sceloporus salvini*	Sí		Pr			5
6577	*Sceloporus samcolemani*	Sí					5
6584	*Sceloporus slevini*	Sí					5
6587	*Sceloporus spinosus*	Sí					5
6589	*Sceloporus stejnegeri*	Sí		Pr			5
6593	*Sceloporus torquatus*	Sí					5
6597	*Sceloporus utiformis*	Sí					5
6602	*Sceloporus zosteromus*	Sí		Pr			5
6523	*Scincella gemmingeri forbesorum*	Sí		Pr			5
6582	*Scincella silvicola*	Sí		Pr			5
6501	*Sistrurus catenatus*	No	4	Pr			5
6559	*Sonora michoacanensis*	Sí					5
6590	*Storeria storerioides*	Sí					5
6544	*Symphimus leucostomus*	Sí		Pr			5
6554	*Symphimus mayae*	Sí		Pr			5
6548	*Sympholis lippiens*	Sí					5
6606	*Tantilla bocourti*	Sí					5
6609	*Tantilla calamarina*	Sí		Pr			5
6645	*Tantilla planiceps*	No	4				5
6654	*Tantilla schistosa*	No	4				5

ID Marxan	Especie	Endemismo	Restricción	NOM	UICN	Cites	Meta (%)
		Sí/No	Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	E, P, A, Pr 25/25/15/—	CR/EN/VU 15/10/5	I/II 10/5	
6607	*Tantillita brevissima*	No	4	Pr			5
6631	*Tantillita lintoni*	No	4	Pr			5
6643	*Terrapene ornata*	No		Pr	LR	II	5
6613	*Thamnophis conanti*	No	4				5
6616	*Thamnophis cyrtopsis*	No		A			5
6620	*Thamnophis eques*	No		A			5
6621	*Thamnophis errans*	Sí					5
6626	*Thamnophis fulvus*	No	4				5
6632	*Thamnophis marcianus*	No		A			5
6642	*Thamnophis nigronuchalis*	Sí		Pr			5
6646	*Thamnophis proximus*	No		A			5
6647	*Thamnophis pulchrilatus*	Sí					5
6658	*Thamnophis sirtalis*	No	4	Pr			5
6665	*Thamnophis validus*	Sí					5
6627	*Trachemys gaigeae*	No			VU		5
6661	*Trachemys taylori*	Sí					5
6660	*Trimorphodon tau*	Sí					5
6667	*Trimorphodon vilkinsonii*	No	4				5
6603	*Tropidodipsas annulifera*	Sí		Pr			5
6623	*Tropidodipsas fasciata*	Sí					5
6644	*Tropidodipsas philippi*	Sí		Pr			5
6676	*Uma exsul*	Sí		Pr			5
6681	*Uma notata*	No		A			5
6672	*Urosaurus bicarinatus*	Sí					5
6677	*Urosaurus gadovi*	Sí					5
6688	*Xantusia extorris*	Sí					5
6689	*Xenosaurus grandis*	No		A			5
	Aves						
4033	*Amazona viridigenalis*	Sí		P	EN	I	40
4121	*Campephilus imperialis*	Sí		E	CR	I	40
4231	*Doricha eliza*	Sí	3	P		II	40
4641	*Eupherusa cyanophrys*	Sí	4	A	EN	II	40
4276	*Geothlypis speciosa*	Sí	3	P	EN		40
4271	*Geotrygon carrikeri*	Sí	4	P	EN		40
4287	*Gymnogyps californianus*	No	3	E	CR	I	40
4307	*Hylorchilus navai*	Sí	4	P	VU		40
4351	*Lophornis brachylopha*	Sí	4	P	CR	II	40
4508	*Rhynchopsitta pachyrhyncha*	Sí		P	EN	I	40
4609	*Xenospiza baileyi*	Sí	3	P	EN		40

		Endemismo	Restricción	NOM	UICN	Cites	
ID Marxan	Especie	Sí/No	Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	E, P, A, Pr 25/25/15/—	CR/EN/VU 15/10/5	I/II 10/5	Meta (%)
4021	*Aimophila sumichrasti*	Sí	3	P	LR		30
4029	*Amazona finschi*	Sí		A		I	30
4030	*Amazona oratrix tresmariae*	Sí		A	EN		30
4126	*Campylorhynchus yucatanicus*	Sí	4	A			30
4182	*Coturnicops noveboracensis goldmani*	No	4	P			30
4190	*Cyanocorax dickeyi*	Sí	3	P	LR		30
4191	*Cyanolyca mirabilis*	Sí		P	VU		30
4193	*Cyanolyca nana*	Sí		P	VU		30
4222	*Dendrortyx barbatus*	Sí		P	VU		30
4246	*Ergaticus versicolor*	No	3	P	VU		30
4256	*Eupherusa poliocerca*	Sí	3	A	VU	II	30
4270	*Geothlypis beldingi*	Sí		P	CR		30
4282	*Glaucidium sanchezi*	Sí	3	P			30
4295	*Harpia harpyja*	No	3	P	LR	I	30
4309	*Hylorchilus sumichrasti*	Sí	4	A	LR		30
4311	*Ibycter americanus*	No	4	E			30
4401	*Nucifraga columbiana*	No	4	P			30
4411	*Oreophasis derbianus*	No	3	P	EN	I	30
4430	*Passerina rositae*	Sí	3	A	LR		30
4509	*Rhynchopsitta terrisi*	Sí		A	VU	I	30
4531	*Spizella wortheni*	Sí		A	EN		30
4548	*Tangara cabanisi*	No	4	P	EN		30
4553	*Thalurania ridgwayi*	Sí	3	Pr	VU	II	30
4010	*Aegolius ridgwayi*	No	4	Pr		II	10
4018	*Aimophila notosticta*	Sí	3	Pr	LR		10
4621	*Amazilia viridifrons*	Sí		A			10
4023	*Amazona auropalliata*	No	3	P			10
4049	*Aphelocoma unicolor*	No	3	P			10
4002	*Ara macao*	No		P		I	10
4003	*Ara militaris*	No		P	VU	I	10
4058	*Aratinga strenua*	No	3	A			10
4065	*Aspatha gularis*	No	3	A			10
4069	*Atthis ellioti*	No	3	A		II	10
4070	*Atthis heloisa*	Sí				II	10
4087	*Brotogeris jugularis*	No	3	A		II	10
4099	*Buteogallus subtilis*	No	4	A		III	10
4103	*Cairina moschata*	No		P		III	10
4107	*Calothorax pulcher*	Sí				II	10
4116	*Campylopterus excellens*	Sí	3	Pr	LR		10

ID Marxan	Especie	Endemismo	Restricción	NOM	UICN	Cites	Meta (%)
		Sí/No	Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	E, P, A, Pr 25/25/15/—	CR/EN/VU 15/10/5	I/II 10/5	
4115	*Campylorhynchus chiapensis*	Sí	4	Pr			10
4134	*Caracara plancus lutosus*	No		E			10
4140	*Carpodacus mexicanus mcgregori*	No		E			10
4164	*Colaptes auratus rufipileus*	No		E			10
4168	*Colinus virginianus ridgwayi*	No		P		I	10
4004	*Crotophaga ani*	No	4	A			10
4184	*Crotophaga sulcirostris pallidula*	No		E			10
4188	*Cyanocorax beecheii*	Sí		A			10
4624	*Cyrtonyx ocellatus*	No	3	A	LR		10
4227	*Dendrocolaptes picumnus*	No	3	A			10
4226	*Dendrortyx leucophrys*	No	4	A			10
4241	*Electron carinatum*	No		P	VU		10
4257	*Euptilotis neoxenus*	Sí		A	LR		10
4264	*Forpus cyanopygius*	Sí		Pr		II	10
4272	*Geothlypis flavovelata*	Sí		A	VU		10
4296	*Harpyhaliaetus solitarius*	No		P		III	10
4297	*Heliothryx barroti*	No	4	Pr		II	10
4323	*Jabiru mycteria*	No		P		I	10
4337	*Laterallus jamaicensis coturniculus*	No		P	LR		10
4355	*Malacoptila panamensis*	No	4	A			10
4357	*Megascops barbarus*	No	3	A			10
4649	*Melospiza melodia coronatorum*	No		P			10
4410	*Onychorhynchus coronatus*	No		P			10
4433	*Patagioenas leucocephala*	No	4	A			10
4448	*Pharomachrus mocinno*	No		P	LR	I	10
4451	*Phoenicopterus ruber*	No	4	A		II	10
4513	*Salpinctes obsoletus exsul*	No		E			10
4517	*Sarcoramphus papa*	No		P		III	10
4529	*Spizaetus ornatus*	No		P		II	10
4530	*Spizaetus tyrannus*	No		P		III	10
4528	*Spizastur melanoleucus*	No		P		II	10
4650	*Spizastur melanoleucus*	No		P		II	10
4558	*Thryomanes bewickii brevicauda*	No		E			10
4615	*Xiphocolaptes promeropirhynchus omiltemensis*	No		P			10
4005	*Abeillia abeillei*	No		Pr		II	5
4006	*Accipiter bicolor*	No		A		III	5
4007	*Accipiter gentilis*	No		A		II	5
4009	*Aegolius acadicus*	No				II	5

ID Marxan	Especie	Endemismo	Restricción	NOM	UICN	Cites	Meta (%)
		Sí/No	Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	E, P, A, Pr 25/25/15/—	CR/EN/VU 15/10/5	I/II 10/5	
4013	*Agelaius tricolor*	No	3				5
4016	*Aimophila humeralis*	Sí					5
4017	*Aimophila mystacalis*	Sí					5
4019	*Aimophila quinquestriata*	Sí					5
4656	*Amaurolimnas concolor*	No		A			5
4634	*Amazilia cyanura*	No	4				5
4031	*Amazilia rutila graysoni*	No		Pr		II	5
4032	*Amazilia tzacatl*	No				II	5
4035	*Amazilia yucatanensis*	No				II	5
4022	*Amazona albifrons*	No				II	5
4024	*Amazona autumnalis*	No				II	5
4028	*Amazona farinosa*	No		A		II	5
4034	*Amazona xantholora*	No		Pr		II	5
4046	*Anthus spragueii*	No			VU		5
4051	*Aquila chrysaetos*	No		A		II	5
4055	*Aratinga canicularis*	No		Pr		II	5
4056	*Aratinga holochlora brevipes*	No		A		II	5
4057	*Aratinga nana*	No				II	5
4063	*Asio flammeus*	No		Pr		II	5
4064	*Asio stygius*	No		Pr		II	5
4067	*Atlapetes albinucha*	Sí					5
4068	*Atlapetes pileatus*	Sí					5
4072	*Aulacorhynchus prasinus*	No		A			5
4080	*Baeolophus inornatus*	No	3				5
4085	*Bolborhynchus lineola*	No		A		II	5
4089	*Buarremon virenticeps*	Sí					5
4090	*Bubo virginianus mayensis*	No				II	5
4094	*Buteo albicaudatus*	No				II	5
4096	*Buteo brachyurus*	No				II	5
4097	*Buteo jamaicensis*	No				II	5
4095	*Buteogallus anthracinus*	No				II	5
4100	*Buteogallus urubitinga*	No				II	5
4102	*Cacicus melanicterus*	Sí					5
4104	*Calocitta colliei*	Sí					5
4653	*Calothorax eliza*	No	3				5
4106	*Calothorax lucifer*	No				II	5
4108	*Calypte anna*	No				II	5
4109	*Calypte costae*	No				II	5
4111	*Callipepla douglasii*	Sí					5

ID Marxan	Especie	Endemismo	Restricción	NOM	UICN	Cites	Meta (%)
		Sí/No	Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	E, P, A, Pr 25/25/15/—	CR/EN/VU 15/10/5	I/II 10/5	
4635	*Campylopterus curvipennis*	No				II	5
4119	*Campylopterus hemileucurus*	No				II	5
4125	*Campylopterus rufus*	No	3	Pr		II	5
4118	*Campylorhynchus gularis*	Sí					5
4122	*Campylorhynchus jocosus*	Sí					5
4123	*Campylorhynchus megalopterus*	Sí					5
4133	*Caprimulgus salvini*	Sí					5
4135	*Carduelis atriceps*	No	4	Pr			5
4144	*Catharus dryas*	No		A			5
4145	*Catharus frantzii*	No		A			5
4148	*Catharus occidentalis*	Sí					5
4154	*Ciccaba nigrolineata*	No		A			5
4157	*Claravis mondetoura*	No		A			5
4167	*Colibri thalassinus*	No				II	5
4172	*Columbina passerina socorroensis*	No		A			5
4179	*Corvus imparatus*	Sí					5
4180	*Corvus sinaloae*	Sí					5
4181	*Cotinga amabilis*	No		A			5
4183	*Crax rubra*	No		A	LR	III	5
4638	*Cyanerpes lucidus*	No	4	Pr			5
4196	*Cyanocorax sanblasianus*	Sí					5
4189	*Cyanolyca cucullata*	No		A			5
4195	*Cyanolyca pumilo*	No		A			5
4201	*Cypseloides storeri*	Sí		Pr	DD		5
4206	*Chiroxiphia linearis*	No	3	Pr			5
4210	*Chlorostilbon auriceps*	Sí					5
4219	*Deltarhynchus flammulatus*	Sí		Pr			5
4640	*Dendrortyx macroura*	Sí		Pr			5
4232	*Doricha enicura*	No		Pr		II	5
4235	*Dysithamnus mentalis*	No	3	Pr			5
4239	*Elaenia martinica*	No	4				5
4242	*Empidonax affinis*	Sí					5
4245	*Ergaticus ruber*	Sí					5
4249	*Eugenes fulgens*	No				II	5
4253	*Eupherusa eximia*	No				II	5
4259	*Falco femoralis septentrionalis*	No		Pr		II	5
4260	*Falco mexicanus*	No		A		II	5
4261	*Falco rufigularis*	No				II	5
4262	*Florisuga mellivora*	No				II	5

ID Marxan	Especie	Endemismo	Restricción	NOM	UICN	Cites	Meta (%)
		Sí/No	Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	E, P, A, Pr 25/25/15/—	CR/EN/VU 15/10/5	I/II 10/5	
4267	*Galbula ruficauda*	No		A			5
4274	*Geothlypis nelsoni*	Sí					5
4642	*Geotrygon albifacies*	No		A			5
4277	*Geranospiza caerulescens*	No		A		II	5
4278	*Glaucidium brasilianum*	No				II	5
4279	*Glaucidium gnoma hoskinsii*	No		Pr		II	5
4281	*Glaucidium palmarum*	Sí					5
4284	*Grallaria guatimalensis*	No		A			5
4286	*Granatellus venustus francescae*	Sí		Pr			5
4288	*Gymnorhinus cyanocephalus*	No	4				5
4291	*Haematopus bachmani*	No	4				5
4293	*Haplospiza rustica*	No	3	Pr			5
4298	*Heliomaster constantii*	No				II	5
4300	*Heliomaster longirostris*	No		Pr		II	5
4301	*Herpetotheres cachinnans*	No				II	5
4304	*Hylocharis eliciae*	No				II	5
4310	*Hylocharis xantusii*	Sí					5
4306	*Hylomanes momotula*	No		A			5
4312	*Icterus abeillei*	Sí					5
4313	*Icterus auratus*	Sí					5
4326	*Lampornis amethystinus*	No				II	5
4327	*Lampornis clemenciae*	No				II	5
4329	*Lampornis viridipallens*	No				II	5
4328	*Lamprolaima rhami*	No				II	5
4331	*Laniocera rufescens*	No	3	Pr			5
4341	*Lepidocolaptes leucogaster*	Sí					5
4345	*Leptodon cayanensis*	No		Pr		II	5
4344	*Leptotila cassinii*	No	4				5
4349	*Leucopternis albicollis*	No		Pr		II	5
4353	*Lophornis helenae*	No		Pr		II	5
4352	*Lophostrix cristata*	No		A		II	5
4360	*Megascops seductus*	Sí		Pr			5
4647	*Melanerpes chrysogenys*	Sí					5
4366	*Melanerpes hypopolius*	Sí					5
4363	*Melanotis caerulescens longirostris*	Sí		Pr			5
4655	*Melanotis hypoleucus*	No	3				5
4370	*Meleagris ocellata*	No		A	LR		5
4372	*Melozone kieneri*	Sí					5
4373	*Melozone leucotis*	No	3	Pr			5

ID Marxan	Especie	Endemismo	Restricción	NOM	UICN	Cites	Meta (%)
		Sí/No	Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	E, P, A, Pr 25/25/15/—	CR/EN/VU 15/10/5	I/II 10/5	
4376	*Micrastur ruficollis*	No		Pr		II	5
4377	*Micrastur semitorquatus*	No		Pr		II	5
4374	*Microcerculus philomela*	No	3				5
4388	*Myadestes unicolor*	No		A			5
4397	*Myrmotherula schisticolor*	No	4	Pr			5
4398	*Nomonyx dominicus*	No		A			5
4399	*Notharchus macrorhynchos*	No		A			5
4400	*Notiochelidon pileata*	No	3	Pr			5
4406	*Nyctanassa violacea gravirostris*	No		A			5
4404	*Nyctiphrynus mcleodii*	Sí		Pr			5
4412	*Oreortyx pictus*	No	3				5
4413	*Oriturus superciliosus*	Sí					5
4415	*Ortalis leucogastra*	No	4	Pr			5
4416	*Ortalis poliocephala*	Sí					5
4418	*Ortalis wagleri*	Sí					5
4425	*Parabuteo unicinctus*	No		Pr		II	5
4429	*Passerina leclancherii*	Sí					5
4438	*Penelope purpurascens*	No		A		III	5
4437	*Penelopina nigra*	No		A	LR	III	5
4441	*Phaeochroa cuvierii*	No	4				5
4442	*Phaethornis longirostris*	No				II	5
4443	*Phaethornis striigularis*	No				II	5
4450	*Philortyx fasciatus*	Sí					5
4456	*Picoides stricklandi*	Sí		Pr			5
4460	*Pionopsitta haematotis*	No		A		II	5
4461	*Pionus senilis*	No		A		II	5
4462	*Pipilo aberti*	No	4				5
4463	*Pipilo albicollis*	Sí					5
4467	*Pipilo ocai*	Sí					5
4470	*Piranga erythrocephala*	Sí					5
4473	*Piranga roseogularis*	Sí					5
4479	*Podiceps auritus*	No	3				5
4480	*Poecile gambeli*	No	4				5
4484	*Polioptila californica atwoodi*	No		A			5
4486	*Polioptila nigriceps*	Sí					5
4493	*Pseudoscops clamator*	No		A			5
4496	*Pulsatrix perspicillata*	No		A		II	5
4497	*Pygochelidon cyanoleuca*	No	4				5
4504	*Ramphastos sulfuratus*	No		A		II	5

		Endemismo	Restricción	NOM	UICN	Cites	
ID Marxan	Especie	Sí/No	Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	E, P, A, Pr 25/25/15/—	CR/EN/VU 15/10/5	I/II 10/5	Meta (%)
4506	*Rhodothraupis celaeno*	Sí					5
4511	*Ridgwayia pinicola*	Sí		Pr			5
4538	*Streptoprocne semicollaris*	Sí		Pr			5
4540	*Strix fulvescens*	No		A		II	5
4541	*Strix occidentalis*	No		A	LR	II	5
4542	*Strix varia*	No		Pr		II	5
4552	*Terenotriccus erythrurus*	No	4	Pr			5
4559	*Thryothorus felix lawrencei*	Sí		Pr			5
4563	*Thryothorus rufalbus*	No	3				5
4564	*Thryothorus sinaloa*	Sí					5
4566	*Tigrisoma lineatum*	No	4				5
4568	*Tilmatura dupontii*	No		A		II	5
4575	*Toxostoma cinereum*	Sí					5
4580	*Toxostoma longirostre*	Sí					5
4628	*Toxostoma ocellatum*	Sí					5
4582	*Trogon citreolus*	Sí					5
4585	*Trogon massena*	No		A			5
4592	*Turdus infuscatus*	No		A			5
4593	*Turdus plebejus*	No	4	Pr			5
4594	*Turdus rufopalliatus graysoni*	Sí		Pr			5
4598	*Tyto alba*	No				II	5
4630	*Vireo brevipennis*	Sí					5
4602	*Vireo hypochryseus*	Sí					5
4604	*Vireo magister*	No	3				5
4606	*Vireo nelsoni*	Sí		Pr			5
4610	*Xenotriccus callizonus*	No		A	LR		5
4611	*Xenotriccus mexicanus*	Sí		Pr	LR		5
4613	*Xiphorhynchus erythropygius*	No		A			5
4616	*Zenaida aurita*	No	4	Pr			5
4618	*Zonotrichia atricapilla*	No	4				5
Mamíferos							
5464	*Cynomys mexicanus*	Sí		P	EN	I	40
5158	*Lepus flavigularis*	Sí	1	P	EN		40
5219	*Myotis vivesi*	Sí	3	P	VU		40
5232	*Neotoma bunkeri*	Sí	4	E	EN		40
5370	*Romerolagus diazi*	Sí	1	P	EN	I	40
5427	*Sylvilagus insonus*	Sí	2	P	CR		40
5443	*Tylomys bullaris*	Sí	4	A	CR		40
5456	*Zygogeomys trichopus*	Sí	1	P	EN		40

ID Marxan	Especie	Endemismo Sí/No	Restricción Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	NOM E, P, A, Pr 25/25/15/—	UICN CR/EN/VU 15/10/5	Cites I/II 10/5	Meta (%)
5010	*Alouatta pigra*	No		P	EN	I	30
5103	*Dipodomys gravipes*	Sí		P	EN		30
5127	*Geomys tropicalis*	Sí	1	A	VU		30
5137	*Habromys simulatus*	Sí	2		EN		30
5141	*Heteromys nelsoni*	Sí	3	Pr	CR		30
5177	*Megadontomys cryophilus*	Sí	1	A	LR		30
5179	*Megadontomys nelsoni*	Sí	4	A			30
5188	*Microtus oaxacensis*	Sí	1	A	LR		30
5202	*Musonycteris harrisoni*	Sí		P	VU		30
5216	*Myotis planiceps*	Sí		P	CR		30
5244	*Neotoma nelsoni*	Sí	3		EN		30
5006	*Rhogeessa mira*	Sí	2	Pr	EN		30
5374	*Scalopus aquaticus*	No	4	P			30
5373	*Scapanus anthonyi*	Sí	2	P			30
5396	*Sorex arizonae*	No	4	P	VU		30
5404	*Sorex sclateri*	Sí	4	Pr	EN		30
5405	*Sorex stizodon*	Sí	4	Pr	EN		30
5414	*Spermophilus perotensis*	Sí	2	A	LR		30
5431	*Tamiasciurus mearnsi*	Sí	3	A			30
5433	*Tapirus bairdii*	No		P	EN	I	30
5445	*Tylomys tumbalensis*	Sí	2	Pr	CR		30
5455	*Xenomys nelsoni*	Sí	1	A	LR		30
5009	*Alouatta palliata*	No		P		I	10
5016	*Antilocapra americana*	No		P		I	10
5018	*Artibeus hirsutus*	Sí			VU		10
5022	*Ateles geoffroyi*	No		P		II	10
5029	*Bison bison bison*	No	3	P			10
5033	*Canis lupus baileyi*	No		E			10
5070	*Cratogeomys fumosus*	Sí		A			10
5081	*Cryptotis nelsoni*	Sí	4				10
5084	*Cryptotis peregrina*	Sí	1				10
5085	*Cryptotis phillipsii*	Sí	1				10
5086	*Cyclopes didactylus*	No		P			10
5042	*Chaetodipus arenarius albulus*	Sí		A			10
5045	*Chaetodipus dalquesti*	Sí	4	Pr			10
5058	*Chironectes minimus*	No		P	LR		10
5111	*Eira barbara*	No		P		III	10
5116	*Erethizon dorsatum*	No		P			10
5126	*Geomys personatus*	No	3	A	LR		10

		Endemismo	Restricción	NOM	UICN	Cites	
ID Marxan	Especie	Sí/No	Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	E, P, A, Pr 25/25/15/—	CR/EN/VU 15/10/5	I/II 10/5	Meta (%)
5134	*Habromys chinanteco*	Sí	2				10
5135	*Habromys lepturus*	Sí	2		LR		10
5152	*Leopardus pardalis*	No		P		I	10
5153	*Leopardus wiedii*	No		P		I	10
5160	*Leptonycteris nivalis*	No		A	EN		10
5165	*Liomys spectabilis*	Sí	3	Pr	LR		10
5168	*Lontra longicaudis*	No		A	DD	I	10
5169	*Lophostoma brasiliense*	No	2	A			10
5173	*Macrophyllum macrophyllum*	No	3	A			10
5178	*Megasorex gigas*	Sí		A			10
5191	*Micronycteris schmidtorum*	No	2	A			10
5184	*Microtus californicus*	No	1	P			10
5185	*Microtus guatemalensis*	No	2	A			10
5189	*Microtus pennsylvanicus*	No	3	P			10
5192	*Microtus umbrosus*	Sí	1	Pr			10
5194	*Mimon crenulatum*	No	3	A			10
5215	*Myotis peninsularis*	Sí			VU		10
5224	*Nelsonia goldmani*	Sí	1	Pr			10
5228	*Neotoma angustapalata*	Sí	1				10
5239	*Neotoma macrotis*	Sí	2				10
5254	*Notiosorex villai*	Sí	3				10
5264	*Ondatra zibethicus*	No	2	A			10
5268	*Orthogeomys cuniculus*	Sí	1				10
5271	*Orthogeomys lanius*	Sí	3				10
5276	*Oryzomys palustris peninsulae*	No	4	A			10
5005	*Panthera onca*	No		P	NT	I	10
5003	*Peromyscus eva carmeni*	Sí		A			10
5289	*Peromyscus bullatus*	Sí	1				10
5315	*Peromyscus mekisturus*	Sí	2				10
5460	*Peromyscus melanurus*	Sí	1				10
5324	*Peromyscus pseudocrinitus*	Sí	4				10
5325	*Peromyscus sagax*	Sí	3				10
5328	*Peromyscus slevini*	Sí	4				10
5332	*Peromyscus winkelmanni*	Sí	1				10
5337	*Phylloderma stenops*	No	3	A			10
5362	*Rheomys mexicanus*	Sí	2	Pr	LR		10
5363	*Rheomys thomasi*	No	3	A			10
5365	*Rhogeessa alleni*	Sí			EN		10
5366	*Rhogeessa genowaysi*	Sí	3	Pr	VU		10

ID Marxan	Especie	Endemismo	Restricción	NOM	UICN	Cites	Meta (%)
		Sí/No	Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	E, P, A, Pr 25/25/15/—	CR/EN/VU 15/10/5	I/II 10/5	
5375	*Scapanus latimanus*	No	4	A			10
5378	*Sciurus arizonensis*	No	2	A	LR		10
5382	*Sciurus griseus*	No	4	A			10
5398	*Sorex macrodon*	Sí	1	Pr	LR		10
5399	*Sorex milleri*	Sí		Pr	VU		10
5410	*Spermophilus atricapillus*	Sí	2				10
5419	*Spilogale pygmaea*	Sí		A			10
5441	*Tonatia saurophila*	No	3	A			10
5449	*Ursus americanus eremicus*	No		P			10
5450	*Ursus arctos horribilis*	No		E			10
5452	*Vampyrum spectrum*	No	2	P	LR		10
5026	*Bassariscus astutus saxicola*	No		A			5
5030	*Cabassous centralis*	No	1				5
5031	*Caluromys derbianus*	No		Pr	VU		5
5038	*Centronycteris centralis*	No	3				5
5040	*Cervus canadensis*	No	4				5
5064	*Coendu mexicanus*	No		A			5
5067	*Corynorhinus mexicanus*	Sí					5
5071	*Cratogeomys goldmani*	Sí					5
5072	*Cratogeomys merriami*	Sí					5
5073	*Cryptotis alticola*	Sí					5
5074	*Cryptotis goldmani alticola*	Sí		Pr			5
5075	*Cryptotis goodwini*	No	2				5
5076	*Cryptotis griseoventris*	No	1				5
5077	*Cryptotis magna*	Sí		Pr			5
5079	*Cryptotis merriami*	No	3				5
5080	*Cryptotis mexicana peregrina*	Sí		Pr			5
5082	*Cryptotis obscura*	Sí					5
5087	*Cynomys ludovicianus*	No		A	LR		5
5043	*Chaetodipus artus*	Sí					5
5457	*Chaetodipus californicus*	No	4				5
5048	*Chaetodipus formosus*	No	4				5
5049	*Chaetodipus goldmani*	Sí					5
5051	*Chaetodipus intermedius minimus*	No		A			5
5052	*Chaetodipus lineatus*	Sí					5
5054	*Chaetodipus penicillatus seri*	No		A			5
5055	*Chaetodipus pernix*	Sí					5
5057	*Chaetodipus spinatus evermanni*	No		A			5
5062	*Choeronycteris mexicana*	No		A	LR		5

		Endemismo	Restricción	NOM	UICN	Cites	
ID Marxan	Especie	Sí/No	Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	E, P, A, Pr 25/25/15/—	CR/EN/VU 15/10/5	I/II 10/5	Meta (%)
5063	*Chrotopterus auritus*	No		A			5
5089	*Dasyprocta mexicana*	Sí			LR		5
5458	*Dipodomys compactus*	No	4				5
5105	*Dipodomys merriami mitchelli*	No		A			5
5106	*Dipodomys nelsoni*	Sí					5
5108	*Dipodomys phillipsii*	Sí		Pr	LR		5
5117	*Euderma maculatum*	No	2	Pr			5
5118	*Eumops auripendulus*	No	2				5
5121	*Eumops hansae*	No	3				5
5124	*Galictis vittata*	No		A		III	5
5125	*Geomys arenarius*	No	1		LR		5
5128	*Glaucomys volans*	No		A			5
5131	*Glossophaga morenoi*	Sí			LR		5
5136	*Habromys lophurus*	No	2				5
5142	*Hodomys alleni*	Sí			LR		5
5145	*Lampronycteris brachyotis*	No		A			5
5150	*Lasionycteris noctivagans*	No	4	Pr			5
5157	*Leptonycteris curasoae*	No		A	VU		5
5161	*Lichonycteris obscura*	No	4				5
5164	*Liomys salvini*	No	1				5
5166	*Lonchorhina aurita*	No		A			5
5167	*Lontra canadensis*	No				II	5
5170	*Lophostoma evotis*	No		A			5
5171	*Lynx rufus*	No				II	5
5172	*Macrotus californicus*	No			VU		5
5180	*Megadontomys thomasi*	Sí		Pr			5
5183	*Metachirus nudicaudatus*	No	3				5
5186	*Microtus mexicanus*	No			VU		5
5190	*Microtus quasiater*	Sí		Pr			5
5193	*Mimon cozumelae*	No		A			5
5196	*Molossus coibensis*	No	2		LR		5
5203	*Myotis albescens*	No	2	Pr			5
5206	*Myotis carteri*	Sí					5
5222	*Nasua narica nelsoni*	No		A		III	5
5225	*Nelsonia neotomodon*	Sí		Pr			5
5231	*Neotamias bulleri*	Sí					5
5235	*Neotamias durangae*	Sí					5
5241	*Neotamias merriami*	No	3	Pr			5
5245	*Neotamias obscurus*	No	1				5

ID Marxan	Especie	Endemismo Sí/No	Restricción Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	NOM E, P, A, Pr 25/25/15/—	UICN CR/EN/VU 15/10/5	Cites I/II 10/5	Meta (%)
5226	*Neotoma albigula seri*	No		A			5
5233	*Neotoma devia*	No	3				5
5236	*Neotoma goldmani*	Sí					5
5237	*Neotoma lepida vicina*	No		A			5
5246	*Neotoma palatina*	Sí			LR		5
5247	*Neotoma phenax*	Sí		Pr			5
5227	*Neotomodon alstoni*	Sí					5
5249	*Noctilio albiventris minor*	No	3	Pr			5
5251	*Notiosorex cockrumi*	No	2				5
5253	*Notiosorex evoti*	Sí					5
5261	*Odocoileus hemionus sheldoni*	No		A			5
5273	*Oryzomys chapmani*	Sí					5
5275	*Oryzomys melanotis*	Sí			DD		5
5277	*Oryzomys rhabdops*	No	3				5
5279	*Oryzomys saturatior*	No	3				5
5280	*Osgoodomys banderanus*	Sí					5
5281	*Otonyctomys hatti*	No		A			5
5283	*Ovis canadensis*	No		Pr	LR	II	5
5284	*Pappogeomys bulleri*	Sí					5
5285	*Perognathus amplus rotundus*	No	3	Pr			5
5287	*Peromyscus beatae*	Sí					5
5290	*Peromyscus californicus*	No	1				5
5292	*Peromyscus crinitus pallidisimus*	No	1				5
5294	*Peromyscus difficilis*	Sí					5
5299	*Peromyscus furvus*	Sí					5
5302	*Peromyscus guatemalensis*	No	1				5
5303	*Peromyscus gymnotis*	No	1				5
5304	*Peromyscus hooperi*	Sí					5
5305	*Peromyscus hylocetes*	Sí					5
5309	*Peromyscus levipes*	Sí					5
5313	*Peromyscus maniculatus cineritius*	No		A			5
5314	*Peromyscus megalops*	Sí					5
5316	*Peromyscus melanocarpus*	Sí					5
5465	*Peromyscus melanophrys*	Sí					5
5466	*Peromyscus melanotis*	Sí					5
5319	*Peromyscus nasutus*	No	3				5
5320	*Peromyscus ochraventer*	Sí					5
5461	*Peromyscus perfulvus*	Sí					5
5323	*Peromyscus polius*	Sí					5

ID Marxan	Especie	Endemismo	Restricción	NOM	UICN	Cites	Meta (%)
		Sí/No	Cuartil 4, 3, 2, 1 20/16/13/10	E, P, A, Pr 25/25/15/—	CR/EN/VU 15/10/5	I/II 10/5	
5327	*Peromyscus simulus*	Sí					5
5329	*Peromyscus spicilegus*	Sí					5
5334	*Peromyscus zarhynchus*	Sí					5
5462	*Puma concolor*	No			NT	II	5
5349	*Reithrodontomys burti*	Sí					5
5350	*Reithrodontomys chrysopsis*	Sí					5
5352	*Reithrodontomys gracilis insularis*	No		A			5
5353	*Reithrodontomys hirsutus*	Sí			LR		5
5356	*Reithrodontomys microdon*	No		A	LR		5
5360	*Reithrodontomys tenuirostris*	No	4				5
5361	*Reithrodontomys zacatecae*	Sí			LR		5
5364	*Rhogeessa aeneus*	Sí					5
5367	*Rhogeessa gracilis*	Sí			LR		5
5368	*Rhogeessa parvula*	Sí			LR		5
5372	*Saccopteryx leptura*	No	2	Pr			5
5377	*Sciurus alleni*	Sí					5
5380	*Sciurus colliaei*	Sí					5
5385	*Sciurus oculatus*	Sí		Pr			5
5386	*Sciurus variegatoides*	No	2	Pr			5
5388	*Scotinomys teguina teguina*	No	2	Pr			5
5389	*Sigmodon alleni*	Sí					5
5393	*Sigmodon leucotis*	Sí					5
5394	*Sigmodon mascotensis*	Sí					5
5397	*Sorex emarginatus*	Sí					5
5401	*Sorex oreopolus*	Sí			LR		5
5402	*Sorex ornatus ornatus*	No	1	Pr			5
5406	*Sorex ventralis*	Sí					5
5408	*Spermophilus adocetus*	Sí					5
5409	*Spermophilus annulatus*	Sí					5
5412	*Spermophilus madrensis*	Sí		Pr	LR		5
5424	*Sylvilagus cunicularius*	Sí			LR		5
5429	*Sylvilagus robustus*	No	4				5
5432	*Tamandua mexicana*	No		A		III	5
5434	*Taxidea taxus*	No		A			5
5435	*Tayassu pecari*	No				II	5
5440	*Tlacuatzin canescens*	Sí					5
5442	*Trachops cirrhosus*	No		A			5
5463	*Trinycteris nicefori*	No	4				5
5454	*Vulpes macrotis*	No		A			5

Filtros gruesos

ID Marxan	Riqueza de especies	Meta (%)
2308	Anfibios, riqueza total de especies	50
2309	Anfibios, riqueza de especies endémicas	50
6699	Reptiles, riqueza total de especies	50
6700	Reptiles, riqueza de especies endémicas	50
4660	Aves, riqueza total de especies	5
4661	Aves, riqueza de especies endémicas	13
5468	Mamíferos, riqueza total de especies	5
5469	Mamíferos, riqueza de especies endémicas	10

Apéndice 16.5

Elementos focales utilizados en la identificación de sitios de mayor importancia para la conservación de la biodiversidad costera y oceánica de México

---

Margen continental

- Humedales costeros (lagunas costeras, esteros, marismas, pantanos, ciénegas, manglares, petenes, palmares inundables)
- Desembocaduras de ríos, arroyos y canales
- Ríos subterráneos
- Costas rocosas en zonas de amplia variabilidad de mareas
- Costas fangosas o lodosas
- Costas arenosas con playas de poca pendiente en zonas de amplia variabilidad de mareas
- Barras de arena
- Caletas y pequeñas bahías
- Bahías
- Playas de anidación de tortugas marinas
- Áreas de refugio, reproducción, crecimiento y alimentación de moluscos, crustáceos, peces, aves costeras migratorias y residentes, y mamíferos marinos
- Dunas costeras

Plataforma continental

- Arrecifes y comunidades coralinas
- Zonas de agregaciones reproductivas de peces
- Islas continentales
- Bajos
- Bancos de rodolitos
- Cañones submarinos
- Sitios de reproducción y concentración de mamíferos marinos
- Praderas de pastos marinos
- Camas de macroalgas (*kelp forests*)
- Deltas
- Zonas de surgencias

Zona oceánica

- Montañas submarinas
- Montes o colinas submarinas
- Domos salinos
- Cañones submarinos
- Escarpes
- Trincheras o dorsales
- Talud continental
- Planicie abisal
- Fosas submarinas o zonas de subducción
- Islas o archipiélagos oceánicos
- Fondos hadales y abisales
- Comunidades bentónicas:

a] Comunidades de chimeneas hidrotermales
b] Infiltraciones de metano
c] Infiltraciones de hidrocarburos
d] Corales de profundidad y bancos de esponjas
e] Comunidades de chapopoteras submarinas
f] Tapetes de bacterias
g] Estructuras de barita

- Zonas con alta frecuencia de frentes oceánicos
- Zonas con alta complejidad de fondos
- Sedimentos laminados de diatomeas
- Zonas de oxígeno mínimo
- Zonas con concentraciones de depredadores de alto nivel trófico

Recuadro 16.3 Planeación del metanálisis y perspectivas para la conservación en México

Patricia Koleff • Marcia Tambutti • Ignacio J. March • Rocío Esquivel • Andrés Lira-Noriega • César Cantú • Jorge Soberón • Víctor Sánchez-Cordero • Gerardo Ceballos • Ernesto Enkerlin • Antony Challenger

¿Por qué un metanálisis?

Las revisiones sistemáticas son necesarias para integrar eficientemente toda la información que ha sido evaluada y analizada, y proporcionar una base relevante y confiable para la toma decisiones (Globimed Thematic Network 2005). Para ello es necesario desarrollar un metanálisis, es decir, un análisis estadístico de los resultados de los diferentes estudios conducidos independientemente que nos permita tener una síntesis cuantitativa y cualitativa de todos los estudios disponibles (Avilés Merens *et al.* 2004; Avilés Merens y São Avilés 1995; Carrolli y Lede 2004). El metanálisis tiene la propiedad de extraer del conjunto de estudios algunas tendencias que, en ocasiones, no han podido revelarse por separado, resaltar los puntos coincidentes así como las diferencias, y reducir la probabilidad de que los sesgos de un único estudio conduzcan a conclusiones limitadas.

El metanálisis permitirá diseñar e integrar esfuerzos de conservación de diversa índole que vinculen los resultados de los vacíos y omisiones de conservación en ecosistemas terrestres, marinos y dulceacuícolas, cuya conservación depende de mantener sus interacciones ecológicas. Un metanálisis debe permitirnos comparar e integrar las principales prioridades de conservación definidas a escalas diferentes, para dar respuestas integrales que respondan a mantener la interrelación de los sistemas ecológicos de distintos ambientes.

El metanálisis, como un modelo de integración de resultados sobre la priorización y estrategias de conservación, es parte de un proceso más amplio que se explica a continuación y se muestra en la figura 1; el tercer paso constituye propiamente el metanálisis y el modelo en su conjunto comprende los cinco pasos siguientes (el capítulo solo abarca los dos primeros para los ambientes terrestres y marinos, pero falta considerar los epicontinentales):

1] Determinar aquellas ecorregiones críticas para la conservación, con un enfoque de representatividad en los sistemas de áreas protegidas (AP) e identificar los sitios de alta prioridad para la conservación a escalas de mayor resolución.

2] Llevar a cabo diversos análisis de vacíos y omisiones de sitios de importancia para la conservación en los sistemas de AP, los cuales deben ampliarse para incorporar otros mecanismos de conservación, como los detallados en la figura 2.

3] Desarrollar los métodos estadísticos para integrar los resultados de las prioridades de los ambientes terrestres, de aguas epicontinentales y marinos, para proponer una agenda nacional de sitios prioritarios para la conservación, que debe ser validada por un mayor número de instituciones y expertos.

4] Implementar acciones y medidas de manejo sustentable para cubrir los vacíos y omisiones de las áreas de mayor prioridad de conservación de acuerdo con la agenda nacional planteada a partir del metanálisis, así como diseñar e implementar acciones que favorezcan la conectividad entre sitios prioritarios, dentro y fuera de las AP.

5] Continuar el desarrollo de análisis para otros objetivos de conservación de importancia a escalas más finas para detectar áreas de importancia para la conectividad de los ecosistemas y la resiliencia de los mismos, en particular para escenarios de cambio climático global, considerando un mayor número de expertos, grupos biológicos y análisis de efectividad de los instrumentos existentes.

¿Qué esperamos de un metanálisis?

Los resultados de los análisis de vacíos y omisiones solamente proveen los elementos técnicos para definir prioridades para la conservación de hábitats y ecosistemas. Estos resultados deben ser relacionados con aquellos de los análisis de capacidades y mecanismos de financiamiento para diseñar e implementar las estrategias de protección en los sitios de más alta importancia (Figs. 1 y 2).

Como resultado del metanálisis, se identificaron algunos pasos a seguir:

- Realizar las gestiones necesarias para frenar o disminuir de manera urgente las tasas de deforestación y fragmentación en los ecosistemas terrestres, el establecimiento de especies invasoras, la concurrencia de regímenes de fuego inadecuados, el tráfico ilegal de especies y la extracción ilegal de especies, entre otros.
- Promover el reconocimiento de los sitios y áreas identificadas como vacíos y omisiones mediante la difusión de los resultados por diversos mecanismos para que sean

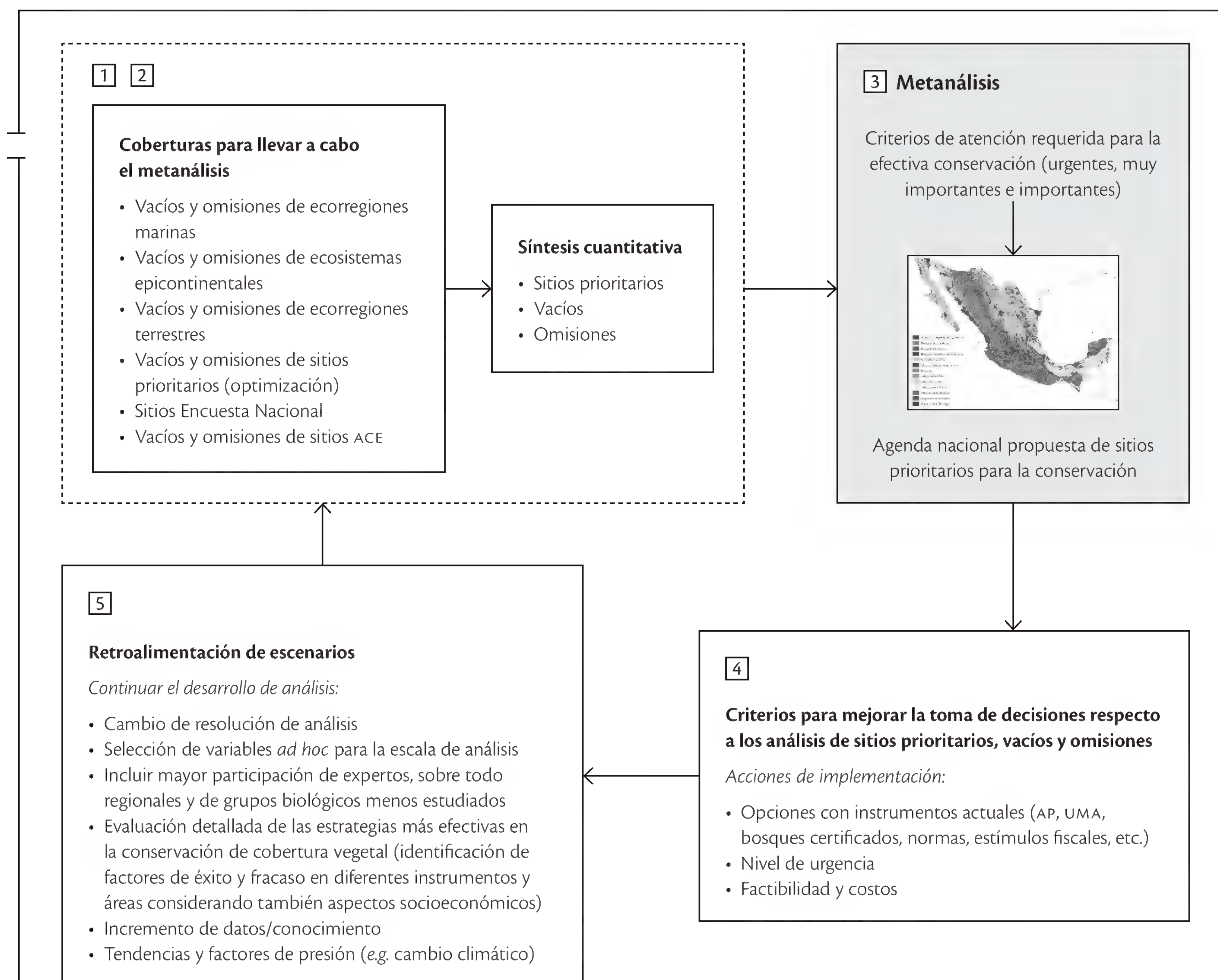


Figura 1 Contexto de inserción del metanálisis en la definición de una agenda nacional de prioridades de conservación.

considerados en los procesos de planeación por las dependencias del gobierno federal y del sector civil organizado.

- Los resultados de la identificación de los sitios prioritarios para la conservación deberán ser utilizados como información base para la creación de nuevas áreas complementarias, sobre todo en sitios considerados irremplazables por su unicidad (área mínima, rareza, endemismos, diversidad, representatividad, irremplazabilidad, fragilidad, conectividad, integridad y vulnerabilidad).
- Considerar como elemento clave en la planeación de los sistemas de AP la conectividad de estas áreas, por medio de los paisajes dentro y fuera de las AP y por corredores biológicos.
- Analizar el contexto de los déficit de conservación en el contexto de la conectividad ecológica de las áreas de conservación y de los impactos del cambio climático global sobre los ecosistemas y las especies, así como sobre su resiliencia.
- Incrementar la superficie protegida mediante las AP y un conjunto diversificado y complementario de otros instrumentos de conservación para alcanzar, al menos, la meta de representatividad mundial de 12% en diversos ecosistemas. La selección de instrumentos deberá fundamentarse en criterios de eficiencia y factibilidad. Para aquellos ecosistemas en los que no es posible alcanzar esta meta, porque su extensión original ha sido reducida drásticamente por debajo de dicho porcentaje, será fundamental promover procesos intensivos de restauración.

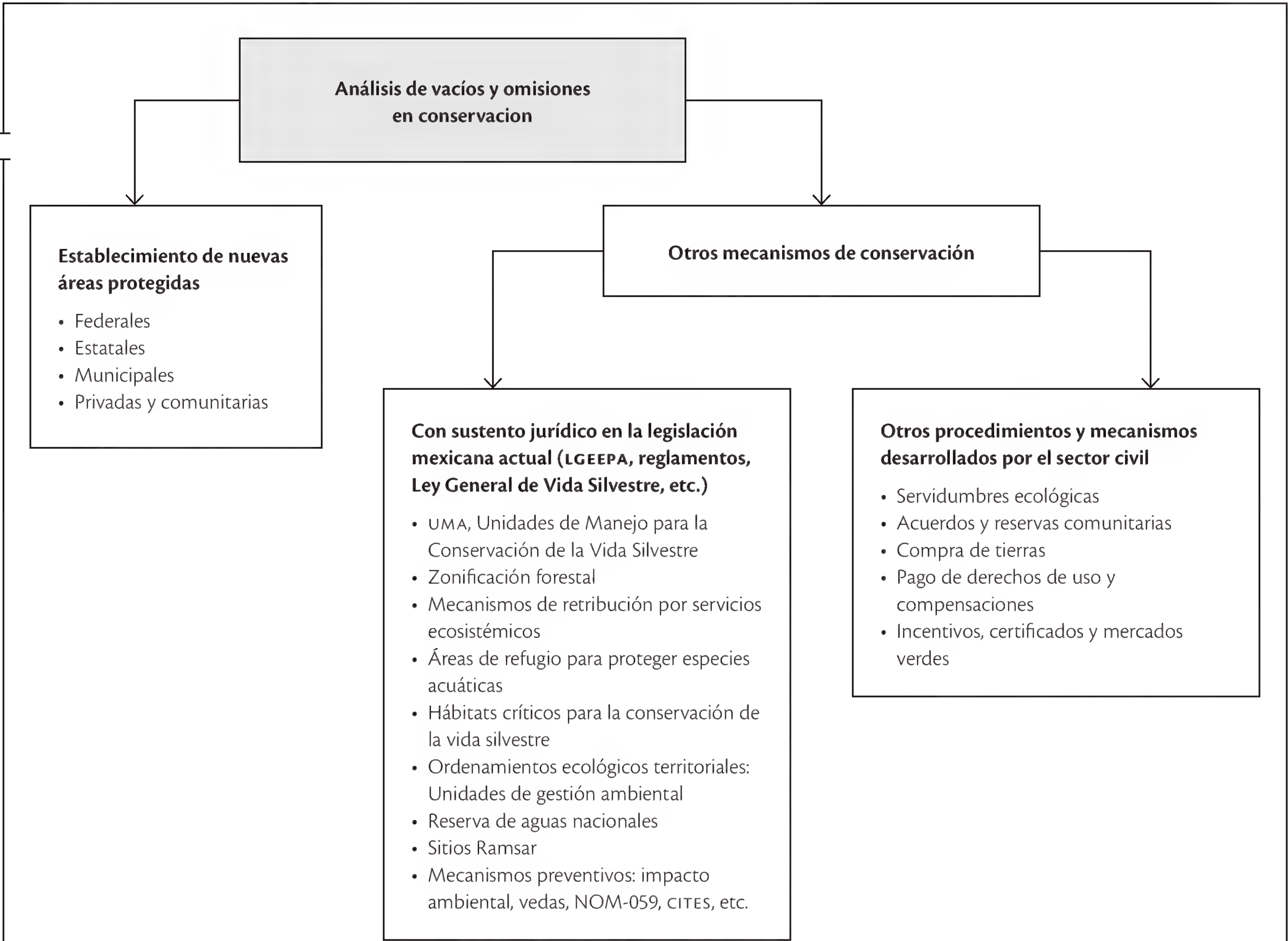


Figura 2 Instrumentos disponibles para atender la conservación de los sitios de mayor importancia en los diversos análisis de vacíos y omisiones de conservación.

- En las estrategias de conservación, insertar desde la estrategia nacional y las estatales sobre biodiversidad, y el ordenamiento ecológico del territorio, hasta los programas desarrollados por las de las propias organizaciones civiles; el análisis de los regímenes de tenencia de la tierra en los sitios con los vacíos de conservación será determinante en los tipos de mecanismos y estrategias a implementar para su protección efectiva.
- Fortalecer los sistemas actuales de AP con otros mecanismos de conservación en nuevas áreas, mediante la protección de poblaciones de vida silvestre viables.
- Optimizar la evaluación de la efectividad de los sistemas actuales de AP.
- Contar con un marco legal apropiado que sea aceptado por las comunidades locales y otros sectores, para un sistema de manejo integral efectivo y una clara delimitación de las áreas.
- Generar los análisis pendientes para determinar los vacíos de conservación de la biodiversidad en ambientes acuáticos epicontinentales, así como de la agrobiodiversidad, por el interés que supone la conservación del germoplasma de importancia para la seguridad alimentaria.
- Valorar un conjunto de instrumentos estratégicos de políticas públicas (ordenamientos ecológicos del territorio, UMA, bosques certificados, corredores biológicos, etc.) para consolidar una visión integral en la conservación tanto en AP como en las zonas de influencia.
- Mantener actualizados los análisis de vacíos y omisiones mediante la incorporación de otros objetos de conservación para los que actualmente no se tiene información suficiente a escalas más finas.
- Fortalecer las capacidades del país en recursos humanos, de infraestructura, financieros y de marco legal existentes, y generar los faltantes para conservar los sitios y áreas de

alta prioridad que han sido identificados en el presente estudio.
- Promover la corresponsabilidad entre todos los niveles del gobierno y conjuntamente con la sociedad civil para que contribuyan a conservar las prioridades detectadas, incluyendo el fomento de una nueva actitud de la sociedad y los sectores productivos hacia la biodiversidad, la adopción amplia de una cultura ambiental y un cambio en los actuales patrones de consumo de los mexicanos.
- Diseñar e instrumentar nuevas políticas públicas de Estado que promuevan la transversalidad y la concurrencia de esfuerzos hacia la conservación de los sitios prioritarios identificados en estos análisis. Estas políticas deberán enfocarse al mantenimiento de los procesos ecológicos esenciales por medio de los paisajes.
- Impulsar los mecanismos de retribución económica de los servicios ecosistémicos prestados por áreas prioritarias o que provean de conectividad entre estas. La restauración ecológica de áreas para la conectividad a diversas escalas será probablemente una corriente de conservación que requerirá activarse en todo el territorio nacional.
- Diseñar nuevos esfuerzos conjuntos y coordinados de conservación con otros países con los que se comparten especies migratorias.

Los esfuerzos de trabajo en distintas instituciones dedicadas a la detección de prioridades o la incorporación de estrategias como la que desglosamos deben reconocer la corresponsabilidad gobierno-sociedad para que haya cambios de actitud hacia la adopción de una cultura ambiental y cambios en los patrones de consumo. Esta visión tiene que formar parte de una agenda transversal de las instituciones de gobierno, academia y sociedades civiles dedicadas al monitoreo del estado y conservación de la biodiversidad para lograr la sustentabilidad de nuestro patrimonio natural.

¿Qué criterios afectan las conclusiones del metanálisis?

Los resultados y la posibilidad de integración de la información como la que plantea un metanálisis dependen básicamente de armonizar diversas escalas de análisis, la efectividad de las AP y la actualidad del impacto de las amenazas sobre la biodiversidad.

Hemos visto en el recuadro 9.3 del capítulo 9 de este volumen, que las AP son una herramienta de conservación *in situ* con un cambio de uso de suelo mayor al deseable. Sin embargo, la conservación de la vegetación es mucho mayor dentro que fuera de las AP, por lo que claramente son un instrumento relevante para lograr la conservación. El decreto de establecimiento de nuevas AP es un proceso lento, debido a que se ha hecho realidad el requerimiento legal de la participación de los actores locales (R. de la Maza, com. pers.). Lo anterior nos lleva a tres puntos centrales:

- Las AP son una herramienta que puede ser efectiva a largo plazo.
- Los sistemas de AP pueden ser reforzados con otros instrumentos.
- Para las áreas prioritarias cuya conservación requiera acciones urgentes se deberían considerar las AP como una estrategia a mediano y largo plazos e implementar instrumentos como las áreas de refugio para proteger especies acuáticas y los hábitats críticos.

Todos los instrumentos mencionados en la segunda y tercera columnas de la figura 2 pueden tener lugar dentro de un AP y fortalecerla. Lo óptimo es buscar sinergias entre instrumentos.

Las áreas de refugio para proteger especies acuáticas hasta ahora solo se han utilizado para ballenas y la vaquita marina. En este último caso, ha servido incluso para fortalecer un AP. Si bien estos dos casos están enfocados en una especie o grupo particular, esta figura legal puede utilizarse para proteger un sitio en particular. En el caso de los hábitats críticos, cabe resaltar que son un instrumento que a pesar de estar previsto en la legislación (LGVS), aún no han sido utilizados. Es importante reflexionar que tanto las áreas de refugio como los hábitats críticos son instrumentos de conservación *in situ* que, dados sus requisitos administrativos, podrían establecerse más fácilmente que un AP y podrían incluso llegar a ser un paso previo, si se incentivara su aplicación.

Por lo que respecta a las UMA, existe un amplio debate acerca de su papel en la conservación; consideramos que no se contraponen a las AP, sino que son instrumentos complementarios. Hace falta una evaluación de la efectividad que distinga entre los distintos tipos de UMA de manejo en vida libre (tanto de cobertura vegetal como de tamaño de poblaciones, incluso de variabilidad genética por la selección artificial llevada a cabo en muchas UMA extractivas). Dicha evaluación deberá considerar lo que ocurre dentro, en el área circundante y en el área contexto, para obtener resultados integrales.

Por otro lado, es importante considerar que en el caso de las UMA, en comparación con las AP, el gasto del gobierno es mínimo y que el papel de los pobladores locales en la conservación es muy distinto. En este sentido, es necesario

evaluar qué hacer para facilitar la adopción por parte de las comunidades locales de esta herramienta y otras no centradas principalmente en el gobierno, como predios sujetos a manejo forestal y pago por servicios ambientales. Cabe destacar que México es uno de los países con mayor número de casos con certificación forestal en el mundo (véase el capítulo 3 del volumen III), y que dicho manejo puede resultar bastante compatible con la conservación de la biodiversidad.

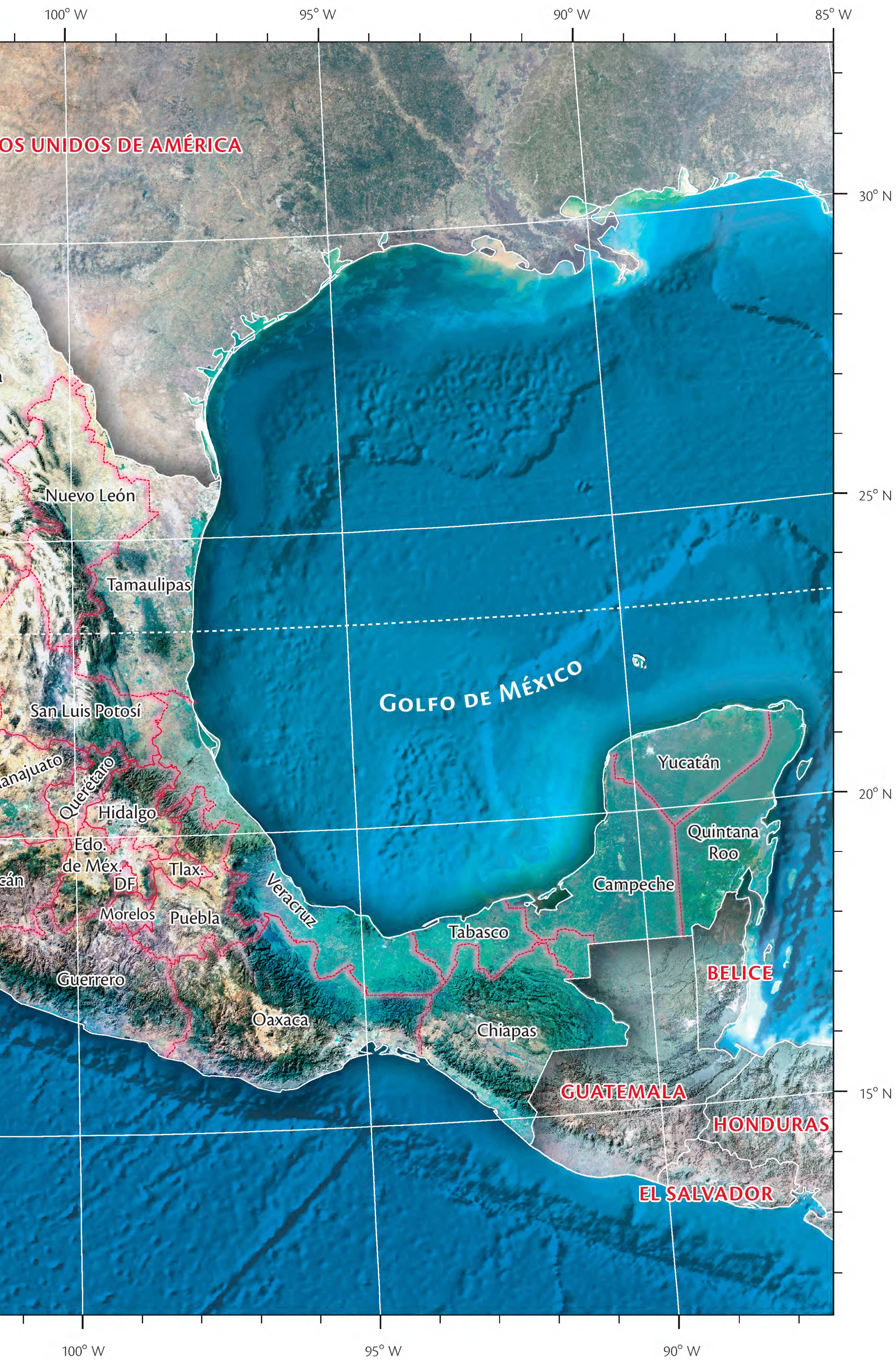
Un país con los patrones de diversidad biológica, demográfica y económica como los que tiene México debe fortalecer aquellas figuras centrada en la sociedad civil que la gente en diferentes zonas puede implementar o impulsar para abrir posibilidades de desarrollo local sustentable y que con ello se cumplen objetivos de conservación. En este punto es importante el apoyo técnico, financiero y de organización que las organizaciones civiles y la academia pueden proveer.

El ordenamiento ecológico del territorio, aunque teóricamente es la herramienta más integral *in situ*, debido a que considera la vocación del territorio y las expectativas de sus habitantes a largo plazo, en general no ha obtenido resultados significativos en México, por lo complejo de su implementación a gran escala. Sin embargo, al nivel comunitario (OCT) es una herramienta poderosa y más viable para la participación y el control de los actores involucrados, además de ser un requisito para muchos tipos de manejo sustentable certificado. Este es un instrumento que debe impulsarse de modo prioritario y que es sinérgico con todos los otros instrumentos.



Conabio. 2003. México: Imagen desde el espacio.
Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
Mosaico 2002 de imágenes modis sin nubes del satélite Terra, bandas 1,4,3 (RGB), resolución espacial 250 metros, sobre un modelo digital de terreno.

...al de México



100° W
95° W
90° W
85° W
...os Unidos de América
30° N
Nuevo León
25° N
Tamaulipas
Golfo de México
San Luis Potosí
...anajuato
Querétaro
Hidalgo
Yucatán
20° N
Quintana Roo
Edo. de Méx.
DF
Tlax.
...cán
Veracruz
Campeche
Morelos
Puebla
Tabasco
Belice
Guerrero
Oaxaca
Chiapas
Guatemala
15° N
Honduras
El Salvador
100° W
95° W
90° W

Capital natural de México

En febrero de 1992 un selecto grupo de científicos mexicanos y extranjeros, invitados por el Presidente de México a iniciativa de José Sarukhán y Rodolfo Dirzo, participó en la Reunión Internacional sobre la Problemática del Conocimiento y Conservación de la Biodiversidad. Al concluir la reunión, y atendiendo la recomendación de los asistentes, quienes reconocieron el considerable avance que ya existía en el país sobre el tema, se publicó el acuerdo presidencial de creación de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, en marzo del mismo año. Su misión es promover, coordinar, apoyar y realizar actividades dirigidas al conocimiento de la diversidad biológica y a su conservación y uso sustentable para beneficio de la sociedad, así como servir de puente entre la comunidad científica y quienes toman decisiones desde la esfera gubernamental.

La institución comenzó sus labores hace casi 17 años con Jorge Soberón como secretario ejecutivo y un grupo de investigadores con espíritu académico, creatividad científica y certera visión, que le imprimieron a la Conabio un sello que perdura a la fecha.

El trabajo de la Conabio ha contribuido significativamente al avance y difusión del conocimiento de la biodiversidad de México hasta llegar a su estado actual; la labor se ha llevado a cabo con la estrecha colaboración de diversos sectores de la sociedad, principalmente de la comunidad científica mexicana, sin cuya participación la solidez de los resultados obtenidos no habría sido posible. Hoy es una institución reconocida y respetada internacionalmente por la calidad de su trabajo y por los logros alcanzados en la materia.

En 2004 la Conabio decidió emprender un ambicioso esfuerzo para evaluar el estado de la biodiversidad del país que incluyera el análisis de lo ocurrido en el pasado reciente respecto a nuestro capital natural y los posibles escenarios en el futuro. Comenzó por hacer una extensa convocatoria a especialistas en aspectos relacionados con la diversidad biológica y cultural de México, con el fin de reunir a un grupo amplio de colaboradores que aportara distintos enfoques, conocimientos y experiencias.

El estudio desarrollado por este grupo de más de 600 autores provenientes de muy diversas instituciones y organizaciones, se ha visto enriquecido y alimentado, en muchos aspectos, con la información y el conocimiento compilado o generado por la Conabio. En este sentido, podemos afirmar que la obra *Capital natural de México*, que aparece ahora como culminación de ese estudio, es resultado del trabajo de los investigadores que participaron, así como de quienes han formado parte de esta Comisión Nacional.

Ha sido muy satisfactorio para la Conabio contar con la colaboración desinteresada de este amplio y valioso grupo, al que agradecemos profundamente su generoso esfuerzo y dedicación para llevarlo a cabo, y es un orgullo para quienes trabajamos en esta institución haber contribuido con los autores a que México disponga de una obra de esta magnitud que estamos seguros será de gran trascendencia para nuestra nación.

Ana Luisa Guzmán
Secretaria ejecutiva de la Conabio





ISBN 978-607-7607-08-3 |